

NOTE TO USERS

This reproduction is the best copy available.

UMI[®]

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

VALIDATION PAR BIODOSIMÉTRIE DU CALCUL DE LA DOSE EFFECTIVE
(CT) APPLIQUÉE PAR LES PROCÉDÉS D'OZONATION POUR LE TRAITEMENT
DE L'EAU POTABLE

MARIE-CHRISTINE PAGÉ
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
DÉCEMBRE 2004



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 0-494-01377-X

Our file Notre référence

ISBN: 0-494-01377-X

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

VALIDATION PAR BIODOSIMÉTRIE DU CALCUL DE LA DOSE EFFECTIVE
(CT) APPLIQUÉE PAR LES PROCÉDÉS D'OZONATION POUR LE TRAITEMENT
DE L'EAU POTABLE

présenté par : PAGÉ Marie-Christine

en vue de l'obtention du diplôme de : Maître es sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Mme PRÉVOST Michèle, Ph.D., présidente

M. BARBEAU Benoît, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. DESJARDINS Raymond, M.Ing., membre et codirecteur de recherche

Mme MORISSETTE Chantal, M.Sc.A, membre

Remerciements

Mes premiers remerciements vont à l'équipe de la Chaire en eau potable de l'école Polytechnique, avec qui j'ai développé plus que des liens professionnels. D'abord, merci à Raymond Desjardins, qui m'a poussée, après mon projet de fin d'études effectué avec lui, à me lancer dans une maîtrise recherche.

Ensuite, un grand merci à Benoît Barbeau, mon directeur de recherche, qui m'a aidée et supportée tout au long de ce projet. Il fut l'investigateur de ce projet, et je tiens à lui souhaiter la meilleure des chances à tous les niveaux de sa vie. Ben...merci pour tout!

Un autre merci à Yves Fontaine, technicien à la Chaire, qui fut le principal accompagnateur en campagnes d'échantillonnage et le principal témoin de tous les problèmes que nous a donnés notre fameux pilote-contacteur. Yves, merci pour ta patience et ta bonne humeur.

Encore un grand merci à Julie Philibert et à Jacinthe Mailly, les « filles du labo » que j'ai côtoyées presque quotidiennement tout au long de ce projet. Les filles, je pourrais vous remercier pour votre aide au labo ou votre disponibilité, mais je préfère vous remercier pour votre amitié et le soutien que vous m'avez donnés dans certains moments difficiles.

À toute l'équipe de la Chaire, sachez que je ne vous oublierai pas.

Enfin, un dernier grand merci à ma famille et à ces quelques amis qui sont comme de la famille pour moi.

Résumé

L'ozone est de plus en plus utilisé comme désinfectant dans les usines de purification québécoises. Ses pouvoirs oxydants et désinfectants élevés lui confèrent une très bonne efficacité, mais sa mise en œuvre est complexe et l'évaluation de sa performance en traitement demeure encore difficile. Au niveau de la désinfection, l'efficacité de l'ozonation est actuellement évaluée à l'aide du calcul réglementaire du CT_{10} , qui fait le produit de la concentration résiduelle en ozone et du temps nécessaire à ce que 10% de l'eau ait quitté la cuve de contact. Il a été maintes fois démontré que ce calcul sous-estimait les véritables CT.

Ce projet se propose d'étudier le comportement de l'ozone et les techniques d'évaluation de sa performance en désinfection. Le premier objectif du projet est de modéliser les paramètres principaux de la décroissance de l'ozone (demande instantanée en ozone et taux de décroissance) dans six eaux différentes et représentatives des eaux québécoises. Le second objectif poursuivi est la validation des CT, calculés pour des cuves d'ozonation à échelle réelle, par biodosimétrie. La biodosimétrie est une technique d'évaluation de la performance en désinfection des UV, associant les inactivations bactériologiques aux doses en UV appliquées, qui sera transposée à l'ozonation dans cette étude.

La modélisation des paramètres de décroissance de l'ozone s'est basée sur plus de 200 essais effectués mensuellement sur les eaux décantées et filtrées de Repentigny et de Rosemère, et sur les eaux brutes et filtrées de Montréal (usine Charles-DesBaillets). La modélisation de la demande instantanée en ozone a permis de démontrer que la dose d'ozone appliquée contrôle le comportement de ce paramètre, la température de l'eau n'ayant pas d'impact sur la valeur de la demande. La demande immédiate en ozone a été modélisée selon le modèle $y = m \cdot x$, où x est la dose d'ozone appliquée. La variance

est expliquée principalement par les modèles (49% en moyenne) et la qualité de l'eau (30% en moyenne).

Le taux de décroissance k a été modélisé selon la dose d'ozone appliquée (DA) et la température (T) sous la forme $\ln(k) = a \cdot DA + b \cdot T + c$. Les modèles développés expliquent en moyenne 65% de la variance (60% de cette variance étant expliquée par la dose d'ozone appliquée et 40% par la température), alors que la qualité de l'eau explique en moyenne 17% de la variance observée.

L'inclusion de la qualité de l'eau dans les modèles prédictifs n'a pas eu d'effet significatif sur l'amélioration des modèles. Toutefois, il a été démontré que la qualité de l'eau influençait la décroissance, mais que les variations observées durant cette étude étaient trop faibles pour produire un effet significatif.

La validation biodosimétrique des CT a présenté plusieurs problèmes méthodologiques, mais il a tout de même pu être démontré que la technique est applicable aux cuves d'ozonation à échelle réelle. Elle n'a été effectuée que sur les cuves d'ozonation de Montréal, les autres eaux ne présentant pas suffisamment de bactéries sporulentes aérobies, micro-organisme cible choisi pour cette étude. La courbe de référence biodosimétrique, nécessaire à la validation des CT, a été développée à l'aide des données d'ozone résiduel et d'inactivation bactériologique recueillies sur le pilote-contacteur.

Les CT mesurés à l'aide d'un pilote-contacteur montre une incertitude moyenne de 30%. Les incertitudes sur les mesures d'inactivation diminuent proportionnellement à l'importance du nombre de colonies bactériennes s'étant développées. Or, dans cette étude, il a été difficile d'obtenir des comptes bactériens significatifs, ce qui implique que les inactivations calculées sont affectées d'une incertitude importante. Afin d'améliorer la validation biodosimétrique, il est important de développer une technique permettant

de recueillir suffisamment de micro-organismes cible afin de réduire cette incertitude et ainsi améliorer les résultats.

Afin de procéder à la validation des CT, des données d’ozone résiduel et d’inactivation bactériologique ont été recueillies sur les cuves d’ozonation à échelle réelle de Montréal. À partir des données obtenues, les CT ont été calculés selon la méthode réglementaire, selon une méthode alternative (calculant l’aire sous la courbe de décroissance pour les cellules de contact) et selon le modèle IDDF développé pour Montréal par El-Baz en 2002.

L’étude de l’influence de la concentration en ozone résiduel dans la cellule de dissolution des cuves d’ozonation a montré que le calcul réglementaire sous-estimait de 50% le CT se produisant dans cette cellule par rapport à la méthode alternative et à l’IDDF. Les CT réglementaires calculés pour toute la cuve d’ozonation ont représenté en moyenne 60% des CT IDDF, montrant ainsi que le calcul réglementaire sous-estime aussi les CT totaux. La méthode alternative et la méthode IDDF ont donné des résultats très semblables.

La biodosimétrie a donné des CT de 1,5 à 7,6 fois plus élevés que les CT IDDF. Cette différence ne peut s’expliquer seulement par l’incertitude sur les CT biodosimétriques. Il ressort de cette étude que la biodosimétrie, une fois la méthodologie améliorée, pourrait montrer que les véritables CT des cuves d’ozonation sont plus élevés que ce que les méthodes de calculs disponibles prédisent, ce qui montrerait la sur-capacité des installations existantes.

Abstract

Ozone is more and more used as a disinfectant in Quebec's drinking water plants. Its high oxidant and disinfectant powers make it very efficient, but ozonation is a complex process which performance evaluation is still difficult. At disinfection level, ozonation's efficiency is actually evaluated by the calculation of the CT_{10} , which is the product of residual ozone concentration and of the necessary time for 10% of the water to leave the ozonation tank. It has been demonstrated many times that this calculation is very conservative and underestimates the real CT.

The behavior of ozone in water and the techniques evaluating its performance in disinfection were studied. The first aim of the project was to model the main parameters of ozone depletion (instant ozone demand and rate of depletion) in six different waters of Montreal's region. The second aim of the project was to validate the CT calculated for real scale ozonation tank with biosimetry. Biosimetry is an evaluation technique used to evaluate UV's disinfection performance, which associates bacteriological inactivation with applied UV doses. The technique will be used on ozonation process in this study.

The modeling of ozone depletion's parameters was based on over 200 tests, made monthly on clarified and filtered waters of Repentigny and Rosemère and on raw and filtered waters of Montreal (Charles-DesBaillets plant). The modeling of instant ozone demand showed that ozone applied dose controlled the behavior of the parameter, water temperature having no impact on instant demand value. Ozone instant demand was modeled following the model $y = m \cdot x$, where x is the ozone applied dose. The variance was mainly explained by the predictive models (49% on average) and water quality (30% on average).

The rate of depletion k was modeled according to ozone applied dose (DA) and water temperature (T) under the form $\ln(k) = a*DA + b*T + c$. Developed models explained an average of 65% of the variance (of this variance, 60% belonged to ozone applied dose and 40% belonged to water temperature) while water quality explained an average of 17% of the variance.

Water quality was included in the predictive models but its impacts on the models were minor. However, it was demonstrated that water quality do have an impact on ozone depletion, but, as the variations in water quality were very small in this study, their effects on ozone decay were imperceptible.

CT validation by biodosimetry presented many technical problems, but it was shown that the technique could be applied to real scale ozonation tanks. The biodosimetric validation was done only on Montreal's ozonation tanks. The microbiological target selected for this study, the indigenous spores, was not found in sufficient amount in the other waters. The biodosimetric curve, with which the validation was made, was developed with the ozone residual concentrations and bacteriological inactivations measured on a pilot-contactor.

The CT, measured on the pilot-contactor, showed a mean uncertainty of 30%. The uncertainty on measured inactivations decreased while the number of bacterial colonies observed increased. In this study, the number of bacterial colonies observed were very low, so the inactivations calculated were highly uncertain. To improve the biodosimetric validation, it's important to develop a technique to collect a sufficient amount of a certain microbiological target to reduce this uncertainty and ameliorate the results of the validation.

To undergo the biodosimetric validation, ozone residual concentration and bacteriological data were obtained on Montreal's ozonation tanks. With the data

obtained, CT were calculated by the CT_{10} method, by an alternative calculation method, which calculates the area under the depletion curve for the contact cells, and by the Integrated Disinfection Design Framework model (IDDF) developed by El-Baz in 2002 for Montreal's waters.

The study of the influence of the ozone residual concentration in the dissolution cell of the real scale tank showed that the calculation of the CT_{10} underestimates by 50% the CT happening in the cell in comparison with the results obtained by the IDDF model. The calculation of the CT for the entire tank by the three methods showed that the CT_{10} were in average 60% of the IDDF CT and the alternative CT. The alternative method and the IDDF model gave very similar results.

Biodosimetry gave CT from 1,5 to 7,6 times higher than the IDDF CT. This difference cannot be explained only by the uncertainty on the biodosimetric CT. This study showed that biodosimetry, once the methodology improved, could illustrate that the real CT of the ozonation tanks are a lot more higher than what the best models available are predicting. That would demonstrate the overcapacity of the existing installations.

Table des matières

REMERCIEMENTS.....	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT.....	VIII
TABLE DES MATIÈRES.....	XI
LISTE DES FIGURES	XVIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XXII
LISTE DES ABRÉVIATIONS	XXV
LISTE DES ANNEXES.....	XXVII
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2 : REVUE DE LITTÉRATURE.....	3
2.1 Mise en contexte	3
2.2 Principes de l’ozonation des eaux potables.....	4
2.2.1 Influence de la qualité de l’eau.....	5
2.2.1.1 Composés organiques	5
2.2.1.1.1 Le Carbone Organique Dissous	6
2.2.1.2 Composés inorganiques	6
2.2.1.3 Caractéristiques physico-chimiques	7
2.2.1.3.1 La température	8
2.2.1.3.2 Le pH	8
2.2.1.3.3 L’alcalinité.....	9
2.2.1.3.4 La turbidité.....	9
2.2.2 Modélisation de la décroissance de l’ozone	9

2.2.2.1	Modèles mécanistiques	10
2.2.2.2	Modèles empiriques de décroissance de l’ozone.....	12
2.2.2.2.1	Paramètres importants à considérer lors de la modélisation.....	12
2.2.2.2.2	Demande instantanée.....	13
2.2.2.2.3	Demi-vie et taux de décroissance de l’ozone	14
2.2.2.2.4	Revue des modèles empiriques de décroissance	16
2.2.2.2.4.1	Modélisation biphasique de la décroissance de l’ozone	17
2.2.2.2.4.2	Modélisation du taux de décroissance (k).....	19
2.2.3	Sous-produits de désinfection.....	23
2.3	Application de l’ozonation en usine.....	25
2.3.1	Production de l’ozone	25
2.3.2	Dissolution de l’ozone dans l’eau.....	26
2.3.2.1	Diffuseurs poreux	27
2.3.2.2	Mélangeurs statiques	29
2.4	Évaluation des procédés d’ozonation.....	30
2.4.1	Calcul du CT réglementaire.....	31
2.4.2	Modèle IDDF.....	33
2.4.2.1	Temps de contact	36
2.4.2.1.1	Modèle piston avec dispersion.....	36
2.4.2.1.2	Modèle réacteurs en série complètement mélangés.....	37
2.4.2.2	Inactivation bactériologique	37
2.4.2.3	Décroissance de l’ozone	39
2.4.3	Biodosimétrie	40
2.4.3.1	Présentation de la biodosimétrie	40
2.4.3.2	Transposition du principe de la biodosimétrie à l’ozonation.....	42
CHAPITRE 3 : OBJECTIFS DU PROJET.....		44
CHAPITRE 4 : MATÉRIEL ET MÉTHODES		45
4.1	Description des trois usines étudiées	45

4.1.1	Ville de Repentigny	45
4.1.1.1	Caractéristiques de l'eau brute.....	45
4.1.1.2	Filière de traitement.....	45
4.1.1.3	Particularités de l'étape de la post-ozonation	46
4.1.2	Ville de Rosemère	46
4.1.2.1	Caractéristiques de l'eau brute et filière de traitement	46
4.1.2.2	Particularités de l'étape d'ozonation	46
4.1.3	Ville de Montréal – Usine Charles-DesBaillets	47
4.1.3.1	Caractéristiques de l'eau brute et filière de traitement	47
4.1.3.2	Particularités de l'étape de l'ozonation.....	47
4.2	Description générale de la mise en œuvre du projet	48
4.2.1	Étude de la décroissance de l'ozone	48
4.2.2	Validation de la dose d'ozone appliquée	48
4.2.2.1	Obtention de la courbe de référence biodosimétrique	48
4.2.2.2	Essais biodosimétriques sur les cuves d'ozonation à l'échelle réelle.....	49
4.2.2.3	Validation de la dose effective	49
4.3	Étude de la demande en ozone	49
4.3.1	Plan expérimental	49
4.3.2	Montage expérimental	51
4.3.3	Mesure de l'ozone résiduel	52
4.3.3.1	Évaluation de l'erreur expérimentale.....	53
4.3.3.2	Évaluation de la perte d'ozone due au dégazage	53
4.3.3.3	Traitement préliminaire des résultats de demande en ozone	54
4.3.4	Caractérisation physico-chimique des eaux	55
4.3.4.1	Alcalinité (Méthode 2320 B)	55
4.3.4.2	pH (Méthode 4500-H ⁺ B)	55
4.3.4.3	Absorbance UV (Méthode 5910 B).....	55
4.3.4.4	Turbidité (Méthode 2130 B).....	56
4.3.4.5	Carbone Organique Total (Méthode 5310 C).....	56

4.4	Application du principe biodosimétrique à l'usine Charles- DesBaillets	56
4.4.1	Détermination de la courbe de référence biodosimétrique	56
4.4.1.1	Choix du micro-organisme cible	56
4.4.1.1.1	Les bactéries hétérotrophes aérobies (BHA)	57
4.4.1.1.2	Les comptes totaux viables (TVC)	57
4.4.1.1.3	Spores aérobies indigènes	58
4.4.1.1.4	Méthode retenue	60
4.4.1.2	Montage pilote pour la détermination de la courbe de référence biodosimétrique	60
4.4.1.2.1	Montage expérimental	61
4.4.1.2.2	Calcul de la dose d'ozone transférée	63
4.4.1.2.3	Calcul du CT effectif sur le pilote	63
4.4.1.2.4	Obtention des log d'inactivation sur le pilote	64
4.4.1.2.5	Obtention de la courbe de référence biodosimétrique	64
4.4.1.2.6	Plan expérimental proposé : Résumé.....	64
4.4.2	Variation des conditions d'opération sur les cuves d'ozonation à l'échelle réelle	65
4.4.2.1	Plan expérimental	65
4.4.2.2	Obtention des log d'inactivation.....	67
4.4.2.3	Obtention des CT.....	67
4.4.2.3.1	Méthode réglementaire	67
4.4.2.3.2	Méthode alternative	68
4.4.2.3.3	Méthode IDDF	68
4.4.2.3.4	Méthode biodosimétrique	69

CHAPITRE 5 : ÉTUDE DE LA DÉCROISSANCE DE L'OZONE :

	RÉSULTATS	70
5.1	Courbes typiques de décroissance.....	70
5.2	Évaluation de l'erreur expérimentale	72

5.3	Évaluation de l'importance du dégazage	75
5.4	Analyse exploratoire des variables influençant la demande en ozone	76
5.4.1	Étude des variations journalières de la demande instantanée en ozone et de la constante de décroissance	77
5.4.2	Étude de l'influence de la dose d'ozone appliquée sur la demande instantanée en ozone et sur la constante de décroissance.....	79
5.4.2.1	Observations sur la demande instantanée en ozone.....	81
5.4.2.2	Observations sur la constante cinétique.....	81
5.4.3	Influence de la température sur la demande instantanée en ozone et sur la constante cinétique	82
5.4.3.1	Observations sur la demande instantanée en ozone.....	84
5.4.3.2	Observations sur la constante cinétique.....	84
5.5	Modélisation de la décroissance de l'ozone.....	84
5.5.1	Modélisation de la demande instantanée en ozone.....	85
5.5.1.1	Développement des modèles	85
5.5.1.2	Validation des modèles.....	92
5.5.2	Modélisation de la constante de décroissance	93
5.5.2.1	Développement des modèles	93
5.5.2.2	Validation des modèles.....	99
5.5.3	Modélisation intégrant la qualité de l'eau	100

CHAPITRE 6: RÉSULTATS DE LA VALIDATION BIODOSIMÉTRIQUE

	DES CT	104
6.1	Obtention de la courbe de référence biodosimétrique.....	104
6.1.1	Conditions d'essais.....	104
6.1.2	Ozone résiduel et CT effectifs.....	105
6.1.2.1	Problèmes rencontrés à l'été 2004.....	107
6.1.2.2	Calcul des CT	111
6.1.3	Courbes de référence biodosimétriques obtenues	112

6.2	Validation des CT calculés sur les cuves d'ozonation	116
6.2.1	Conditions d'essais	116
6.2.2	Calcul des CT	117
6.2.2.1	Calcul réglementaire	118
6.2.2.2	Calcul des CT par la méthode alternative	118
6.2.2.3	Calcul des CT à l'aide de l'IDDF	119
6.2.2.4	CT biodosimétriques	119
6.2.3	Comparaison entre les différents CT	119
CHAPITRE 7 : DISCUSSION		123
7.1	Modèles prédictifs de la décroissance de l'ozone	123
7.1.1	Impact du dégazage lors des essais en cuvée	123
7.1.2	Décomposition de la variance	125
7.1.2.1	Variance de la demande instantanée en ozone	125
7.1.2.2	Variance du taux de décroissance	128
7.1.3	Étendue de la caractérisation requise pour caractériser la demande en ozone d'une eau naturelle	130
7.1.3.1	Modélisation de la demande instantanée en ozone	130
7.1.3.2	Modélisation de la constante de décroissance	132
7.1.4	Comparaisons avec les modèles existants dans la littérature scientifique	134
7.1.4.1	Demande instantanée en ozone (D0)	134
7.1.4.2	Taux de décroissance (k)	137
7.1.4.2.1	Comparaison avec d'autres modèles existants	137
7.1.4.2.2	Comparaison des données de décroissance	141
7.1.5	Influence de la qualité de l'eau sur les prédictions	143
7.2	Validation biodosimétrique des CT	145
7.2.1	Calcul des CT dans les cuves existantes : Effet de la concentration en ozone dans la cellule de dissolution	145
7.2.2	Décomposition des CT	147
7.2.3	Calcul du CT sur le montage pilote	150

7.2.3.1 Paramètre T.....	150
7.2.3.2 Paramètre C	150
7.2.3.3 Incertitude sur les CT biodosimétriques	151
7.2.4 Obtention des log d'inactivation	152
7.2.4.1 Choix du micro-organisme cible	152
7.2.4.2 Variation des décomptes de BSA	153
7.2.5 Incertitude sur la courbe biodosimétrique	154
7.2.6 Comparaison entre les CT	156
CHAPITRE 8 : CONCLUSIONS.....	158
RÉFÉRENCES.....	160
ANNEXES.....	1606

Liste des figures

Figure 2.1 : Réactivité de l’ozone (adapté de Langlais, 1991).....	5
Figure 2.2 : Décomposition de l’ozone selon le modèle HSB (Langlais et al., 1991).....	11
Figure 2.3 : Décroissance exponentielle typique de l’ozone.....	17
Figure 2.4 : Décroissance de l’ozone selon Oke et al. (1998).....	20
Figure 2.5 : Différents écoulement dans les bassins d’ozonation (MENV, 2002).....	28
Figure 2.6 : Développement du modèle IDDF (Carlson, 2001).....	34
Figure 4.1 : Filière de traitement à Repentigny	45
Figure 4.2 : Filière de traitement à Rosemère	46
Figure 4.3 : Filière de traitement à l’usine Charles-DesBaillets	47
Figure 4.4 : Exemple de typique de contamination – Analyse TVC	58
Figure 4.5 : Pilote-contacteur.....	632
Figure 4.6 : Emplacement des prises d’échantillonnage de l’ozone résiduel sur la cuve d’ozonation #5	66
Figure 5.1 : Courbe typique de décroissance de l’ozone (Eau filtrée de Repentigny, 1,51 mg/L d’ozone appliqué à 6 °C)	71
Figure 5.2 : Effet typique de l’augmentation de la dose d’ozone appliquée (Eau filtrée de Repentigny à 6 °C)	71
Figure 5.3 : Effet typique de la température sur la décroissance de l’ozone (Eau décantée de Repentigny, 3,00 mg/L d’ozone appliqué)	72
Figure 5.4: Résultats des essais de détermination de l'erreur expérimentale pour 2,5 mg/L (haut) et 1,0 mg/L (bas) d’ozone appliqué	73
Figure 5.5 : Évaluation du dégazage	75
Figure 5.6 : Variations journalières de $D0$ (haut) et de k (bas)	78
Figure 5.7 : Influence de DA sur $D0$ et k pour l’eau décantée (gauche) et pour l’eau filtrée (droite), toutes températures confondues.....	80
Figure 5.8 : Influence de T sur $D0$ et k pour l’eau décantée (gauche) et filtrée (droite) ..	83
Figure 5.9 : Demande instantanée prédite versus demande instantanée observée pour la modélisation journalière	87

Figure 5.10 : Demande instantanée prédite versus demande instantanée observée pour chaque modèle global	90
Figure 5.11 : Vérification de l'indépendance des modèles prédictifs globaux pour $D0$..	91
Figure 5.12 : Validation des modèles prédictifs globaux pour la demande instantanée en ozone	92
Figure 5.13 : Constante de décroissance prédite versus constante de décroissance observée pour la modélisation journalière.....	95
Figure 5.14 : Constante de décroissance prédite versus constante de décroissance observée pour la modélisation globale	97
Figure 5.15 : Vérification de l'indépendance selon DA (haut) et T (bas) des modèles prédictifs globaux pour k	98
Figure 5.16 : Validation des modèles prédictifs globaux pour la constante de décroissance	99
Figure 6.1 : Profils de décroissance obtenus sur le contacteur pilote, campagnes d'échantillonnage 2003 (haut) et 2004 (bas).....	106
Figure 6.2 : Profils de décroissance mesurés et prédits par technique étanche (haut) et technique non étanche (bas)	108
Figure 6.3 : Comparaison entre les constantes cinétiques obtenues de diverses façons	109
Figure 6.4 : Relation établie entre DA et k	110
Figure 6.5 : Établissement des courbes biodosimétriques pour 2003 (gauche) et 2004 (droite).....	113
Figure 6.6 : Courbe de référence biodosimétrique et intervalles de confiance à 95% pour l'été 2004	115
Figure 6.7: Comparaison entre les CT obtenus.....	120
Figure 7.1 : Montage de Hoigné et Bader (1994)	124
Figure 7.2 : Décomposition de la variance non expliquée.....	125
Figure 7.3 : Abaque déterminant le nombre d'échantillons pour un certain niveau de confiance – $D0$	132
Figure 7.4 : Abaque déterminant le nombre d'échantillons pour un certain niveau	

de confiance – k	134
Figure 7.5 : Résultats de Gallard et al. (2003)	135
Figure 7.6 : Résultats de Park et al. (2001)	137
Figure 7.7 : Exemple de décroissance biphasique (inspiré de Oke et al., 1998).....	139
Figure 7.8 : Consommation totale typique de l’ozone pour une faible dose appliquée.	140
Figure 7.9 : Comparaison entre le modèle de Siddiqui et al. (1997) et la modèle prédictif incluant la qualité de l’eau.....	142
Figure 7.10 : Évolution du COT	143
Figure 7.11: Influence de la qualité de l’eau sur $D0$ et k (REP : Repentigny, ROS : Rosemère, MTL : Montréal).....	144
Figure 7.12 : Profils de l’ozone dans la cellule de dissolution	145
Figure 7.13 : Décomposition des CT	148
Figure 7.14 : Influence de la dose d’ozone appliquée et de la température sur la décomposition des CT	149
Figure 7.15 : Incertitude sur les CT biodosimétriques.....	151
Figure 7.16 : Intervalles de confiance sur les décomptes bactériens de BSA.....	153
Figure 7.17 : Incertitude sur la courbe de référence biodosimétrique.....	155
Figure A.1: Résultats des essais de décroissance de l'ozone sur l'eau filtrée de l'usine de Repentigny, du 10 octobre 2003 au 8 décembre 2003	166
Figure A.2: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Repentigny les 28-29-30 janvier 2004.....	167
Figure A.3: Résultats des essais de décroissance effectuées sur les décantée et filtrée de Repentigny les 12-13 février 2004 et qualité des eaux testées	168
Figure A.4: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Repentigny les 11-12 mars 2004 et qualité des eaux testées ...	169
Figure A.5: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Repentigny les 7-8 avril 2004 et qualité des eaux testées.....	170
Figure A.6: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Repentigny les 7-8 juillet 2004 et qualité des eaux testées.....	171

Figure A.7: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Rosemère les 28-30 janvier 2004.....	175
Figure A.8: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Rosemère les 26-27 février 2004 et qualité des eaux testées.....	176
Figure A.9: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Rosemère les 25-26 mars 2004 et qualité des eaux testées.....	177
Figure A.10: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Rosemère les 6-7 mai 2004 et qualité des eaux testées	178
Figure A.11: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Rosemère les 5-6 juillet 2004 et qualité des eaux testées.....	179
Figure A.12: Résultats des essais de décroissance effectués sur l'eau filtrée de Charles-DesBaillets le 30 septembre 2003	183
Figure A.13: Résultats des essais de décroissance effectués sur l'eau filtrée de Charles-DesBaillets le 8 décembre 2003	183
Figure A.14: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux brute et filtrée de Charles-DesBaillets en janvier 2004	184
Figure A.15: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux brute et filtrée de Charles-DesBaillets les 18-19 février 2004 et qualité des eaux testées	185
Figure A.16: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux brute et filtrée de Charles-DesBaillets les 18-19 mars 2004 et qualité des eaux testées	186
Figure A.17: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux brute et filtrée de Charles-DesBaillets les 14-15 avril 2004 et qualité des eaux testées	187
Figure A.18: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux brute et filtrée de Charles-DesBaillets les 12-13 juillet 2004 et qualité des eaux testées	188

Liste des tableaux

Tableau 2.1 : Enlèvements de pathogènes minimums requis	4
Tableau 2.2 : Composés initiateurs, promoteurs et inhibiteurs de la décroissance de l’ozone.....	12
Tableau 2.3 : Niveaux de complexité du modèle IDDF.....	35
Tableau 2.4 : Modèles d’inactivation bactériologique.....	38
Tableau 4.1 : Étude de la décroissance de l’ozone : Conditions d’essais	50
Tableau 4.2 : Volumes d’indigo utilisés pour les mesures d’ozone résiduel	52
Tableau 4.3 : Plan expérimental pour l’obtention de la courbe de référence biodosimétrique	65
Tableau 4.4 : Conditions d’opération testées pour l’obtention de la courbe de référence biodosimétrique.....	66
Tableau 5.1 : Évaluation de l’erreur expérimentale.....	74
Tableau 5.2 : Modélisation de la demande instantanée en ozone	86
Tableau 5.3 : Modélisation globale de la demande instantanée.....	88
Tableau 5.4 : Modélisation de la constante de décroissance.....	94
Tableau 5.5 : Modélisation globale de la constante de décroissance.....	96
Tableau 5.6 : Rappel des coefficients de corrélation trouvés.....	102
Tableau 6.1 : Paramètres des essais – Obtention de la courbe biodosimétrique.....	104
Tableau 6.2 : Nouvelles équations de décroissance pour les essais 3 et 4	111
Tableau 6.3 : Équations utilisées pour calculer les CT effectifs de la courbe biodosimétrique	111
Tableau 6.4 : Équations biodosimétriques	114
Tableau 6.5 : Conditions d’essais – Variations des conditions d’opération sur les cuves d’ozonation à échelle réelle	117
Tableau 6.6 : Calcul des CT (mg*min/L) selon différentes techniques.....	117
Tableau 7.1 : Explication de la variance pour les modèles globaux prédisant la demande instantanée en ozone	127
Tableau 7.2 : Répartition de la variance de la modélisation globale de la	

constante de décroissance	129
Tableau 7.3 : Influence de la concentration en ozone résiduel dans la cellule de dissolution sur le calcul du CT	147
Tableau A.1: Données relatives aux essais d'ozonation à Repentigny	172
Tableau A.1 (Suite): Données relatives aux essais d'ozonation à Repentigny.....	173
Tableau A.1 (suite): Données relatives aux essais d'ozonation à Repentigny	174
Tableau A.2: Données relatives aux essais d'ozonation à Rosemère.....	180
Tableau A.2 (suite): Données relatives aux essais d'ozonation à Rosemère.....	181
Tableau A.2 (suite): Données relatives aux essais d'ozonation à Rosemère.....	182
Tableau A.3 : Données relatives aux essais d'ozonation à Charles-DesBaillets.....	189
Tableau A.3 (suite) : Données relatives aux essais d'ozonation à Charles-DesBaillets.	190
Tableau A.3 (suite) : Données relatives aux essais d'ozonation à Charles-DesBaillets.	191
Tableau B.1 : Détails de la modélisation journalière de $D0$ – Usine de Repentigny...	192
Tableau B.2 : Détails de la modélisation globale de $D0$ – Usine de Repentigny	192
Tableau B.3 : Détails de la modélisation journalière de $D0$ – Usine de Rosemère	192
Tableau B.4 : Détails de la modélisation globale de $D0$ – Usine de Rosemère.....	192
Tableau B.5 : Détails de la modélisation journalière de $D0$ – Usine Charles-DesBaillets	193
Tableau B.6 : Détails de la modélisation globale de $D0$ – Usine Charles-DesBaillets..	193
Tableau B.7 : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Repentigny	193
Tableau B.7 (suite) : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Repentigny	194
Tableau B.7 (suite) : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Repentigny	195
Tableau B.8 : Détails de la modélisation globale de k – Usine de Repentigny.....	195
Tableau B.9 : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Rosemère	195
Tableau B.9 (suite) : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Rosemère	196
Tableau B.9 (suite) : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Rosemère	197
Tableau B.10 : Détails de la modélisation globale de k – Usine de Rosemère.....	197

Tableau B.11 : Détails de la modélisation journalière de k –	
Usine Charles-DesBaillets	197
Tableau B.11 (suite) : Détails de la modélisation journalière de k –	
Usine Charles-DesBaillets	198
Tableau B.12 : Détails de la modélisation globale de k – Usine Charles-DesBaillets...	199
Tableau B.13 : Détails du modèle global de k incluant la qualité de l'eau	199
Tableau B.14 : Détails du modèle global de $D0$ incluant la qualité de l'eau	199
Tableau C.1 : Ozone résiduel – Campagne Été 2003	200
Tableau C.2 : Comptes bactériens à l'eau filtrée, Été 2003	200
Tableau C.3 : Log d'inactivation et CT effectifs, Été 2003	201
Tableau C.4 : Ozone résiduel – Campagne Été 2004	201
Tableau C.5 : Log d'inactivation et CT effectifs, Été 2003	202
Tableau D.1 : Log d'inactivation obtenus.....	203
Tableau D.2 : Concentrations en ozone résiduel mesurées sur les cuves	204

Liste des abréviations

AWWARF : American Water works Association Research Fundation
 BHA : Bactéries hétérotrophes aérobies
 C : Concentration en ozone (mg/L)
 C₀ : Concentration initiale en ozone (mg/L)
 COD : Carbone organique dissous
 COT : Carbone organique total
 CSTR : Modèle réacteurs en série complètement mélangés
 D₀ : Demande instantanée en ozone (mg/L)
 DA : Dose d'ozone appliquée (mg/L)
 DER : Dose équivalente réduite
 DP : Dose d'ozone produite (mg/L)
 DT : Dose d'ozone transférée (mg/L)
 E_a : énergie d'activation (J/mol)
 I : Inactivation des bactéries
 IARC : International Agency for Research on Cancer
 IDDF : Integrated Disinfection Design Framework
 IPCS : International Program on Chemical Safety
 k : Taux de décroissance, Constante cinétique, Constante de décroissance (min⁻¹)
 Lpm : Litre par minute
 MENV : Ministère de l'Environnement du Québec
 Q : Débit
 PFD : Modèle piston avec dispersion
 pK_a : Constante d'équilibre des acides exprimée sous la forme ln(K_a)
 R : Constante universelle des gaz (8,314 J/mol/K)
 RQEP : Règlement québécois sur la qualité de l'eau potable
 t : Temps
 T : Température (K, °C)

TSA : Gélose trypticase soya

TSB : Bouillon trypticase soya

TTC : Sel de tétrazolium

TVC : Total Viable Count

UTN : Unité de turbidité néphélométrique

UV : Ultra-violet

W : Watt

Liste des annexes

ANNEXE A : Étude de la décroissance de l'ozone à Repentigny, Rosemère et Charles-DesBaillets.....	166
ANNEXE B : Détails des modèles développés pour $D0$ et k pour les trois usines.....	192
ANNEXE C : Résultats biodosimétriques	200
ANNEXE D : Variation des conditions d'opération sur les cuves	203

Chapitre 1 : Introduction

La désinfection des eaux potables est une étape clé du processus de potabilisation. C'est à cette étape que le plus grand nombre de pathogènes est inactivé. Afin de répondre aux exigences du nouveau règlement québécois de 2001, qui exige des enlèvements de pathogènes plus sévères qu'auparavant, bon nombre d'usines se tournent maintenant vers l'ozone, qui possède un grand pouvoir désinfectant et oxydant.

La mise en œuvre de l'ozone est complexe. Afin d'être efficace, l'ozone, produit sous forme de gaz, doit être dissous dans l'eau. Bien que la solubilité de l'ozone dans l'eau soit élevée, sa concentration durant le traitement fluctue, ce qui rend difficile l'évaluation de la performance de l'ozonation. Il est donc ardu d'évaluer quelle dose d'ozone doit être transférée aux cuves d'ozonation afin d'atteindre les objectifs de traitement. Or, l'évaluation de cette dose est capitale, puisque l'importance de la formation de sous-produits de désinfection, inhérente à l'utilisation de tout désinfectant, en dépend directement. L'ozone peut en effet réagir avec les bromures pour former des bromates, dont la toxicité pour l'être humain est encore mal connue. La dose en désinfectant (CT) est présentement évaluée à l'aide du calcul réglementaire du CT_{10} , qui est en fait le produit de la concentration résiduelle en désinfectant et du temps nécessaire à ce que 10% de l'eau ait quitté le bassin de contact (T_{10}). Une méthode émergente, le calcul par l'Integrated Disinfection Design Framework (IDDF), permet de palier à plusieurs lacunes du calcul réglementaire. Cette méthode marie la décroissance du désinfectant avec la performance hydraulique des bassins afin d'évaluer les CT nécessaires à l'inactivation des pathogènes.

C'est dans l'optique de ces problèmes relatifs au procédé de l'ozonation qu'un projet portant exclusivement sur ce désinfectant a été élaboré et réalisé au sein de la Chaire en Eau Potable de l'École Polytechnique de Montréal. Ce projet vise deux objectifs principaux : la modélisation de la décroissance de l'ozone en fonction des principaux

paramètres mesurables en usine et la validation par biodosimétrie des CT calculés pour une cuve d'ozonation à échelle réelle. La modélisation de la décroissance de l'ozone devrait permettre l'amélioration des modèles IDDF existants pour l'eau de Montréal, alors que la biodosimétrie devrait permettre d'évaluer les véritables CT appliqués sur les cuves d'ozonation, permettant ainsi de valider les calculs réglementaire et IDDF des CT.

Ce mémoire s'articule autour de 8 chapitres. Le chapitre 2 recense les connaissances sur l'ozone. Le chapitre 3 décrit les objectifs à atteindre alors que le chapitre 4 s'attarde aux techniques qui seront employées afin de réaliser ce projet. Les chapitres 5 et 6 présentent les résultats obtenus pour la modélisation et l'étude biodosimétrique. Le chapitre 7 discute des principaux résultats et propose des améliorations aux techniques d'échantillonnage utilisées. Ce mémoire se termine sur des conclusions générales présentées au chapitre 8.

Chapitre 2 : Revue de littérature

L'évaluation de la performance en désinfection des eaux potables des cuves d'ozonation fait appel à plusieurs éléments. Tout d'abord, il est primordial de comprendre les caractéristiques de l'ozone, ces dernières ayant un impact direct sur la mise en œuvre de l'étape d'ozonation dans les installations de traitement. Par ailleurs, les techniques de mise en œuvre influencent directement le calcul du CT et donc la performance de la désinfection. Ces deux éléments (caractéristiques et mise en œuvre), font en sorte que le calcul du CT pour l'ozone est difficile, ce qui justifie l'emploi de la biodosimétrie. Dans ce chapitre, ces différentes notions seront abordées et expliquées à l'aide de la littérature disponible, ce qui permettra de mettre en perspective le projet proposé par rapport aux travaux antérieurs effectués dans le domaine.

2.1 Mise en contexte

La désinfection est généralement la dernière étape de traitement avant la mise en distribution de l'eau potable. On distingue deux types de désinfection : la désinfection primaire, qui est utilisée à l'installation de traitement et a pour but l'élimination des micro-organismes pathogènes pour l'être humain, et la désinfection secondaire, qui se déroule en réseau et vise à y éviter la recroissance bactérienne et la contamination des eaux traitées.

En 2001, le Québec s'est doté d'un nouveau *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (RQEP) qui définit, entre autres, les objectifs à atteindre en matière de désinfection primaire. Ces objectifs sont exprimés en log d'enlèvement, un log équivalant à la réduction d'un facteur 10 de la concentration initiale d'organismes pathogènes. Les log d'enlèvement se calculent de la façon suivante :

$$\text{Log}\left(\frac{N_0}{N}\right) \quad (2.1)$$

Le RQEP prescrit les enlèvements minimums de pathogènes suivants :

Tableau 2.1 : Enlèvements de pathogènes minimums requis

Organismes cibles	Réduction prescrite
Virus	4 log (99,99%)
<i>Giardia</i>	3 log (99,9%)
<i>Cryptosporidium</i>	2 log (99%)

Le calcul de la performance de la désinfection primaire se fait présentement de manière indirecte à l'aide du calcul du CT réglementaire (voir section 2.4.1). Or, cette méthode de calcul présente plusieurs lacunes et fait l'objet de nombreuses critiques. A la fin des années quatre-vingt-dix, un nouveau modèle a vu le jour, le modèle IDDF (Bellamy et al., 1998). Ce modèle permet de calculer de façon plus précise les véritables CT, ce qui permet potentiellement de réduire les doses en désinfectant nécessaires et ainsi de limiter la formation de sous-produits de désinfection (voir la section 2.2.3 pour plus de détails). La prochaine section présente les caractéristiques de l'ozone, qui est un désinfectant de plus en plus utilisé en désinfection primaire.

2.2 Principes de l'ozonation des eaux potables

L'ozone est un désinfectant qui présente plusieurs avantages par rapport aux autres désinfectants généralement utilisés (chlore, bioxyde de chlore) : l'efficacité de l'ozone est peu ou pas affectée par le pH et par la présence d'azote ammoniacal. L'ozonation agit sur les goûts, les odeurs et la couleur et son action sur les virus est très efficace (Doré, 1989). Cette section abordera les grands principes relatifs à l'ozone : l'influence de la qualité de l'eau sur sa réactivité et sa décroissance, les modèles de décroissance et les sous-produits de désinfection qui lui sont associés.

2.2.1 Influence de la qualité de l'eau

La décroissance de l'ozone est due à deux phénomènes distincts : la réaction de l'ozone avec les différents composés présents dans l'eau et l'auto-décomposition de l'ozone (Langlais, 1991).

L'ozone réagit avec les constituants de l'eau de façon moléculaire (réaction directe) ou de façon radicalaire (indirecte). La figure 2.1 illustre ces deux types d'action :

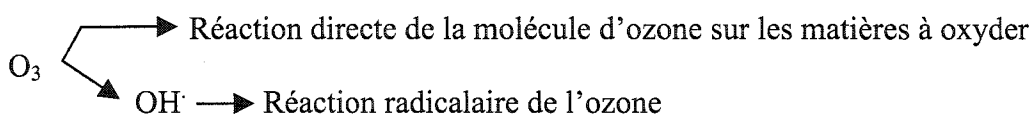


Figure 2.1 : Réactivité de l'ozone (adapté de Langlais, 1991)

2.2.1.1 Composés organiques

L'ozone réagit avec la matière organique principalement de façon radicalaire, les vitesses de réaction de ce type d'action étant beaucoup plus grandes que pour les actions du type moléculaire. Lorsque l'ozone réagit de façon moléculaire, la vitesse de réaction croît avec le pH (Doré, 1989).

L'ozone réagit rapidement avec les groupements amines. Pour leur part, les composés oxygénés sont oxydés par action directe de l'ozone, tout comme les composés insaturés. L'oxydation des composés organiques ne s'accompagne pas d'un abattement marqué du COT ; l'ozone s'attaque en effet aux molécules aromatiques et insaturées pour les rendre plus petites et plus oxygénées. L'ozone réagit rapidement aussi avec les acides fulviques (Doré, 1989).

2.2.1.1.1 Le Carbone Organique Dissous

Le Carbone Organique Dissous (COD) permet de quantifier la quantité de matière organique naturelle présente dans les eaux. Le COD est très peu affecté par l’ozonation, qui ne fait que briser les grandes chaînes de carbone et les composés aromatiques en composés plus faciles à oxyder par la suite. Une très faible diminution du COD (< 5%) est généralement observée à la sortie des cuves (Langlais et al., 1991).

La présence de matière organique naturelle affecte la décroissance de l’ozone de différentes façons : elle peut consommer directement l’ozone ou initier, inhiber ou promouvoir sa décroissance. Les acides organiques hydrophobes (acides humiques et fulviques), consomment une bonne partie de l’ozone disponible, ce qui en fait une fraction de la matière organique naturelle intéressante à étudier (Westerhoff et al., 1997).

Park et al. (2001) ont trouvé que, pour les eaux naturelles, l’augmentation du COD faisait augmenter la demande instantanée en ozone, mais pas d’une façon linéaire. Ces mêmes auteurs suggèrent que la demande instantanée est principalement influencée par les réactions initiant et promouvant la décroissance de l’ozone.

2.2.1.2 Composés inorganiques

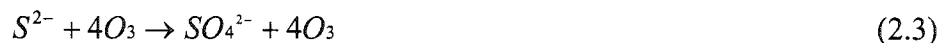
La cinétique de réaction de l’ozone sur les composés inorganiques suit habituellement une loi d’ordre 1 par rapport à l’ozone et au composé oxydé:

$$- \frac{d[O_3]}{dt} = k_{O_3} * [O_3][M] \quad (2.2)$$

[M] étant la concentration (mg/L) de composés inorganiques (Langlais et al., 1991).

L’ozone réagit avec un grand nombre de composés inorganiques. Il réagit lentement avec l’ammoniaque pour former des nitrates. Cependant, aux pH auxquels les eaux sont généralement traitées (< 9), l’oxydation de l’ammoniaque par l’ozone se produit surtout sous forme moléculaire. L’ozone oxyde tous les halogénures à vitesse différente ; le cas des bromures sera abordé à la section traitant des sous-produits de désinfection (Langlais et al., 1991).

Le fer et le manganèse sont aussi rapidement oxydés par l’ozone, le manganèse étant plus difficile à éliminer que le fer. L’ozone oxyde aussi les nitrites en nitrates, les formes réduites du soufre selon la réaction globale :



L’ozone oxyde aussi les cyanures (Doré, 1989).

2.2.1.3 Caractéristiques physico-chimiques

La qualité de l’eau est un paramètre général important qui peut influencer les performances en désinfection de l’ozone, c’est pourquoi il est important de collecter des informations physico-chimiques au sujet des eaux étudiées. Hoigné (1994), suggère, afin de caractériser une eau, de mesurer sa température, son pH, la dureté totale, le COD, l’absorbance UV (254 nm), la turbidité, le chlore résiduel et les concentrations en ions NO_2-N , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Br^- et NH_{3tot} . Il serait avantageux d’ajouter à cette liste l’alcalinité, tel que proposé par Richard (1994). Dans cette section, les effets des principales caractéristiques de l’eau sur l’ozone seront abordés.

2.2.1.3.1 La température

La température affecte surtout la vitesse à laquelle l’ozone est dégradé. Lorsque la température augmente, les vitesses de réaction augmentent aussi (loi de Arrhenius). La solubilité de l’ozone est aussi affectée par un changement de température : l’ozone dissous est plus stable à basses températures ; lorsqu’il y a une augmentation de température, l’ozone est plus rapidement consommé (Sohn et al., 2004). Marinas et al. (1993) ont trouvé que la concentration en ozone résiduel de différentes eaux, pour des temps de contact similaires, augmentaient lorsque la température de l’eau diminuait.

Lorsque la température n’est pas prise en compte dans un modèle, il est impératif d’apporter une correction (pour la température) lorsque le modèle n’est pas utilisé à la température pour laquelle il a été développé. Sohn et al. proposent une telle correction pour un modèle développé à 20 °C :

$$[O_3]_T = [O_3]_{20C} (0,927)^{T-20} \quad (2.4)$$

L’effet de température varie d’une eau à l’autre et est aussi dépendant des conditions d’expérimentation. Les caractéristiques de la matière organique naturelle influence aussi cet effet (Sohn et al., 2004).

2.2.1.3.2 Le pH

La réaction entre l’ozone et des composés courants comme les acides organiques, l’hypobromite, l’hypochlorite, les phénols et les amines dépend du niveau de protonation de ces composés, niveau qui dépend lui-même du pH de l’eau (Hoigné et Bader, 1994). Lorsque le pH de l’eau est inférieur au pKa de ces composés, les vitesses de réaction peuvent diminuer jusqu’à 10% par unité de pH (Hoigné et Bader, 1994).

De plus, lorsque le pH augmente, la concentration en ions OH^- augmente aussi. Or, les ions OH^- étant des initiateurs de la décomposition de l’ozone, la décroissance de l’ozone est accélérée à pH élevée (Cho et al., 2002). Westerhoff et al. (1997) ont trouvé que, pour l’augmentation d’une unité de pH, le ratio O_3/OH^- diminue d’un facteur 10.

2.2.1.3.3 L’alcalinité

Les ions carbonates et bicarbonates consomment les ions OH^- issus de la dégradation de l’ozone. La principale conséquence de l’alcalinité sur l’ozone est la plus grande disponibilité d’actions plus ciblées sous forme moléculaire et moins d’actions possibles sous forme radicalaire (Langlais et al., 1991). La présence des ions responsables de l’alcalinité, HCO_3^- et CO_3^{2-} , ralentit donc la décroissance de l’ozone.

2.2.1.3.4 La turbidité

La turbidité interfère peu avec l’ozonation. Toutefois, elle peut masquer les virus et les bactéries (Hoigné et Bader, 1994). Park et al. (2001) ont trouvé qu’une turbidité élevée était souvent associée à une forte demande instantanée en ozone. Tel que rapporté par Mysore et al. (2003b), l’effet de « masque » que peut avoir la turbidité sur la disponibilité des micro-organismes à l’ozone dépend principalement de la nature de ces derniers. Par exemple, une turbidité de 10 UTN n’affectera pas les performances du procédé d’ozonation sur *E. coli* de la même façon que sur *G. muris*.

2.2.2 Modélisation de la décroissance de l’ozone

Selon Langlais et al. (1991), la décomposition de l’ozone est affectée principalement par le pH, les rayons UV, la concentration initiale en ozone et la concentration en trappes à radicaux. Langlais et al. (1991) proposent de modéliser la décroissance de l’ozone par une équation du pseudo premier ordre (équation 2.5).

$$\ln\left(\frac{[O_3]}{[O_3]_0}\right) = -k \times t \quad (2.5)$$

Il existe deux grandes catégories de modèles décrivant la décroissance de l’ozone : les modèles mécanistiques et les modèles empiriques. Cette section s’applique à décrire ces deux types de modèles.

2.2.2.1 Modèles mécanistiques

L’ozone s’auto-décompose par une chaîne de réactions qui fait encore l’objet de plusieurs recherches. Langlais et al. (1991) présentent deux modèles qui sont aussi mentionnés dans la littérature plus récente (Westerhoff et al., 1997): le HSB, élaboré par Hoigné, Staehelin et Bader en 1983 et le TGF, élaboré par Tomiyasu, Gordon et Fukutomi en 1985. Ces modèles tentent de décrire l’auto-décomposition de l’ozone à partir d’équations chimiques et non à partir de données obtenues par des essais en laboratoire, c’est pourquoi on les nomme « modèles mécanistiques ».

Le modèle HSB comprend une étape d’initiation, cinq étapes de propagation et deux étapes brisant la chaîne. Ces réactions sont représentées à la figure 2.2 (Langlais et al., 1991). Ce modèle est valide à pH neutre et implique l’existence de HO_4 , une espèce qui n’a pas encore été mesurée en laboratoire, ainsi qu’un équilibre controversé entre les ions O_3^- et $O_3^{\cdot -}$ (Westerhoff et al., 1997). Ce modèle suggère que la réaction d’initiation est l’étape influençant le plus le taux de réaction et que la régénération de O_2^- , ou de sa forme protonée HO_2 à partir de OH^- , consomme une mole d’ozone, ce qui veut dire que toute espèce consommant OH^- sans régénérer O_2^- stabilisera la concentration en ozone (Langlais et al., 1991).

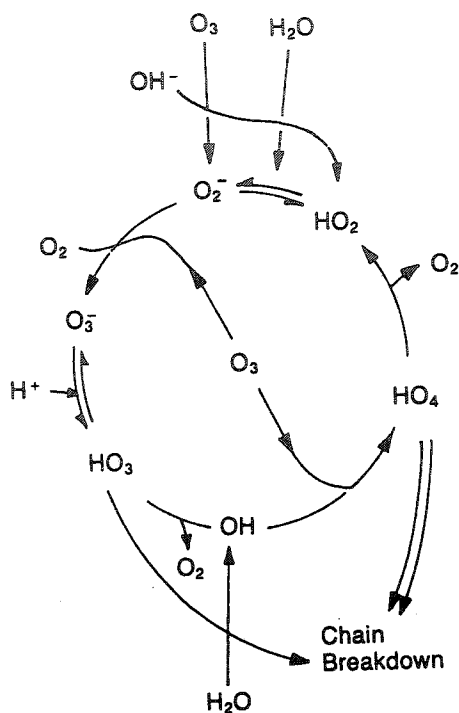


Figure 2.2 : Décomposition de l’ozone selon le modèle HSB (Langlais et al., 1991)

Contrairement au modèle HSB, le modèle TGF ne propose pas l’existence de HO_4 ou de HO_3 . La principale faiblesse du modèle est d’avoir été vérifié seulement à $\text{pH} > 10$ avec des données acquises à l’aide de radiolyse pulsée (Westerhoff et al., 1997). Les essais réalisés sur de l’eau Milli-Q de Westerhoff et al. (1997) ont démontré que le modèle HSB prédit une demi-vie plus courte (une décomposition plus rapide) que le modèle TGF.

Tel que mentionné dans la description des modèles HSB et TGF, une grande variété d’espèces peuvent agir en tant qu’initiateurs, promoteurs ou inhibiteurs de la décomposition de l’ozone. Les initiateurs sont les composés capables de produire l’ion O_2^- à partir d’une molécule d’ozone. Les promoteurs sont les composés capables de régénérer l’ion O_2^- à partir de l’ion OH^- ; toutefois, comme l’ion O_2^- réagit très

rapidement avec les molécules d'ozone, il peut agir lui-même comme promoteur de la décroissance de l'ozone. Les inhibiteurs sont les composés qui consomment les ions OH^- sans générer de O_2^- . Les inhibiteurs brisent le cycle de la décomposition de l'ozone, ce qui mène à sa décroissance (Von Gunten, 2003). Les principaux composés initiateurs, promoteurs et inhibiteurs de la décroissance de l'ozone sont présentés au tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Composés initiateurs, promoteurs et inhibiteurs de la décroissance de l'ozone

Initiateurs	Promoteurs	Inhibiteurs
OH^-	$\text{R}_2 - \text{C} - \text{H}$	$\text{CH}_3 - \text{C} = \text{O}$
$\text{H}_2\text{O}_2 / \text{HO}_2^-$	- OH	- O^-
Fe^{2+}	Aryl - (R)	Alkyl - (R)
Acides humiques	Formates	$\text{HCO}_3^- / \text{CO}_3^{2-}$
Formates	Acides humiques	Acides humiques
COD	O_3	COD

2.2.2.2 Modèles empiriques de décroissance de l'ozone

La modélisation de la décroissance de l'ozone doit, pour être efficace, prendre en considération plusieurs paramètres, ainsi que considérer des bases théoriques et expérimentales. Dans cette section, les paramètres à considérer seront d'abord abordés. Par la suite, les modèles de décroissance existants seront expliqués et comparés entre eux.

2.2.2.2.1 Paramètres importants à considérer lors de la modélisation

La modélisation de la décroissance de l'ozone implique la considération de deux paramètres indépendants : la demande instantanée en ozone et la demi-vie de l'ozone (ou

taux de décroissance de l'ozone). Ces deux paramètres seront discutés dans cette section.

2.2.2.2.2 Demande instantanée

La demande instantanée est la fraction de la dose d'ozone appliquée (DA, mg/L) qui réagit quasi-instantanément avec la matrice de l'eau. La demande instantanée (D_0), se calcule de la façon suivante :

$$D_0 = DA - C_0 \quad (2.6)$$

Où : D_0 est la demande instantanée en ozone (mg/L) ;

C_0 est la concentration initiale en ozone (mg/L) ;

DA est la dose d'ozone appliquée (mg/L).

Comme, en laboratoire, il est difficile de mesurer la concentration en ozone dissous immédiatement après l'injection, on considère généralement que la demande instantanée est la différence entre dose d'ozone appliquée et la concentration en ozone de 20 à 30 secondes après l'injection (Hoigné et Bader, 1994), tel qu'illustré à l'équation 2.6. Cette attente permet à l'ozone de bien se dissoudre dans l'eau et donne une meilleure approximation de la demande instantanée.

La demande instantanée semble être affectée par la teneur en carbone organique dissous de l'eau ozonée (Park et al., 2001). Ces auteurs ont observé que, pour les eaux naturelles, la demande instantanée était significative peu importe les eaux, mais qu'elle augmentait sensiblement lorsque le carbone organique dissous était plus important. Ces auteurs ont aussi remarqué que, dans la phase correspondant à la demande instantanée (voir plus bas), une concentration substantielle de radicaux hydroxyles (OH^\cdot) était

formée. Or, le carbone dissous peut agir comme promoteur de formation de OH^\cdot , ce qui semble confirmer l'influence du carbone organique dissous sur la demande instantanée.

2.2.2.2.3 Demi-vie et taux de décroissance de l'ozone

La demi-vie de l'ozone correspond au temps nécessaire pour que la concentration résiduelle en ozone dissous soit réduite de moitié. Ce paramètre est complètement indépendant de la demande instantanée en ozone (Hoigné et Bader, 1994). Hoigné et Bader (1994) soulignent qu'il est aussi possible d'utiliser la seconde demi-vie dans les analyses, cette dernière correspondant au temps nécessaire pour que la concentration résiduelle en ozone passe de 50% à 25% de sa valeur initiale. Ces mêmes auteurs ont démontré que la seconde demi-vie était un paramètre plus reproductible que la première demi-vie, puisque les erreurs de mesure dues au temps nécessaire à la dissolution de l'ozone dans l'eau sont réduites.

La première demi-vie est liée au taux de décroissance de l'ozone (k) par l'équation suivante :

$$\frac{1}{2} \text{ vie} = -\ln(0,5) / k \quad (2.7)$$

Cette équation découle du modèle de décroissance exponentielle de l'ozone (voir section 2.2.2.2.4). Le taux de décroissance k de l'ozone décrit à quelle vitesse l'ozone est dégradé. Il n'existe pas encore de consensus quant à l'ordre de réaction de la décroissance de l'ozone. Marinas et al (1993) rapportent que certains auteurs (Gurol et Singer, 1982) proposent que la réaction soit d'ordre 2 par rapport à la concentration initiale en ozone, pour une température de 20 °C et un pH variant entre 2 et 10, ce qui a été confirmé en 2001 par Wu et Masten. Marinas et al. (1993) mentionnent aussi que plusieurs auteurs ne jugent pas nécessaire une telle considération, jugeant plutôt qu'une

réaction du premier ordre décrit bien la décroissance de l'ozone pour des températures variant de 4 °C à 60 °C et pour un pH compris entre 0,5 et 10.

Toutefois, peu importe son ordre, le taux de décroissance est directement influencé par la qualité de l'eau (Langlais et al., 1991). Marinas et al. (1993) soulignent aussi que le taux de décroissance de l'ozone diffère d'une eau à l'autre et qu'il est affecté principalement par le pH de l'eau, la concentration en trappes à radicaux, les matières en suspension et la matière organique et inorganique dissoute.

Enfin, le taux de décroissance est dépendant de la température par la relation d'Arrhenius :

$$k_t = Ae^{-E_a/RT} \quad (2.8)$$

Où : k_T est la constante de réaction à la température T ;

A est le coefficient de van't Hoff-Arrhenius ; ce coefficient est déterminé expérimentalement et dépend de la réaction étudiée et des conditions dans lesquelles elle est étudiée ;

E_a est l'énergie d'activation, en J/mol ;

R est la constante universelle des gaz, 8,314 J/mol*K ;

T est la température, en K.

Lorsque les k_T sont déterminés expérimentalement, il est possible de calculer l'énergie d'activation (E_a) (Gallard et al., 2003) et d'étudier ensuite la corrélation entre l'énergie d'inactivation et la dose d'ozone appliquée pour une température donnée. Si une telle corrélation existe, elle doit être prise en compte lors de la construction d'un modèle prédictif de la décroissance de l'ozone.

Certains auteurs (Marinas et al., 1993 ; Hunt et Marinas, 1999), ont choisi d'exprimer k comme étant décrit par la relation d'Arrhenius seulement, l'énergie d'activation étant alors déterminée par l'organisme dont l'inactivation est étudiée.

2.2.2.2.4 Revue des modèles empiriques de décroissance

La plupart des modèles de décroissance se basent sur la cinétique de décroissance observée lors d'essais expérimentaux (cuvée, semi-batch, pilote). La complexité de la matière organique naturelle présente dans l'eau ainsi que les variations de la qualité de l'eau compliquent le développement d'un modèle prédictif fiable, c'est pourquoi plusieurs auteurs optent pour le modèle du premier ordre (équation 2.9) (Kim et al., 2002 ; Cho et al., 2002 ; Marinas et al., 1993 ; Wu et Masten, 2001).

$$\text{Modèle de décroissance exponentielle : } \frac{dC}{dt} = -k * C \quad (2.9)$$

Où : C est la concentration en ozone dissous au temps t ;

t est le temps écoulé depuis l'injection d'ozone ;

k est une constante de réaction (généralement du premier ordre).

La figure 2.3 illustre une décroissance exponentielle typique.

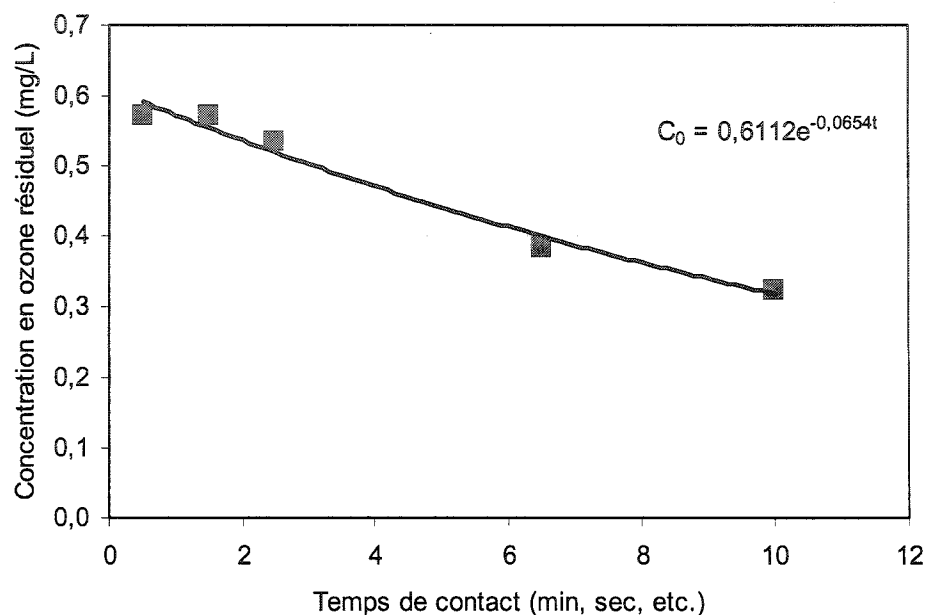


Figure 2.3 : Décroissance exponentielle typique de l’ozone

Les modèles empiriques tentent d’établir les équations décrivant la décroissance de l’ozone à l’aide des facteurs dominants ayant été identifiés par la recherche. Ces modèles se basent sur des mesures prises en laboratoire, en pilote, ou en usine pour modéliser la décroissance. Dans cette section, on abordera d’abord le consensus qui semble de plus en plus s’établir sur la séparation de la décroissance en deux phases distinctes, pour ensuite se pencher sur la modélisation du taux de décroissance (k).

2.2.2.2.4.1 Modélisation biphasique de la décroissance de l’ozone

Un consensus semble de plus en plus se former quant à la division de la décroissance de l’ozone dans les eaux naturelles en deux phases respectives (Lev et Regli, 1992 ; Oke, et al., 1998 ; Sohn, et al., 2004; Park, et al., 2001 ; Kim et al., 2002).

La première phase de décroissance consisterait en une consommation instantanée de l'ozone. Cette phase serait très rapide. Pour Park et al. (2001), cette étape correspond à la demande instantanée en ozone. Pour Sohn et al. (2004), la première phase de décroissance est due principalement à la présence de matière organique dissoute et ne dure qu'une minute. Cette phase est décrite, par les deux équipes, par une pseudo-réaction d'ordre zéro :

$$C = C_0 - k_1 * t \quad (0 \leq t \leq 1 \text{ min}) \quad (2.10)$$

Pour Sohn et al. (2004) et Park et al. (2001), la seconde phase de décroissance est beaucoup plus lente et correspond aux réactions d'oxydation lentes. Ces réactions prennent le dessus sur la cinétique de réaction lorsque les réactions très rapides sont terminées ou sur le point de l'être (Oke et al., 1998). Cette phase peut être décrite par une réaction du premier ordre, avec une constante de réaction du pseudo-premier ordre :

$$\text{Pour Park et al. : } \frac{dO_3}{O_3} = -k dt \quad (2.11)$$

$$\text{où } [O_3] = [O_3]_0 e^{(-kt)} \quad (2.12)$$

$$\text{Pour Sohn et al. : } C = C_1 e^{(-k_2 \times (t-1))} \quad (2.13)$$

Si l'ozone est en excès, tous les composés oxydables seront épuisés. À ce moment, l'auto-décomposition de l'ozone devrait dominer et la constante de réaction k devrait approcher une valeur constante (Oke et al., 1998).

2.2.2.2.4.2 Modélisation du taux de décroissance (k)

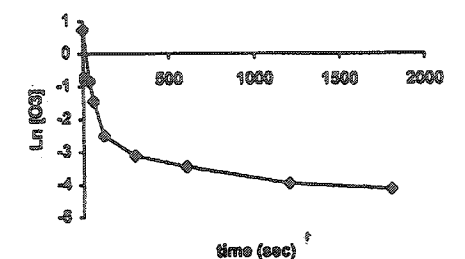
Tel que mentionné à la section 2.2.2.2.4, plusieurs auteurs ont tenté et tentent toujours de modéliser la variation du taux de décroissance de l'ozone k en fonction de la qualité de l'eau.

L'idée la plus originale mais la plus difficilement applicable provient certainement de Oke et al. (1998), qui suggèrent que le taux de décroissance de l'ozone varie continuellement au cours des réactions entre l'ozone et le matériel dissous. La cinétique proposée est en fait le reflet des changements de la qualité de l'eau tout au long de l'ozonation :

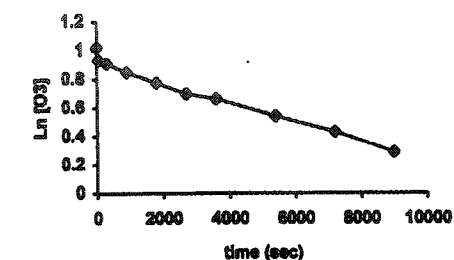
$$\frac{d[O_3]}{dt} = -k_w[O_3] \quad (2.14)$$

$$\text{Avec } k_w = a + be^{-cD[O_3]} \quad (2.15)$$

La figure 2.4 illustre la décroissance proposée par Oke et al. (1998) :



(a) Natural water



(b) Clean water

Figure 2.4 : Décroissance de l'ozone selon Oke et al. (1998)

Tel qu'illustré à la figure 2.4, les essais menés par Oke et son équipe semblent confirmer l'existence de deux étapes de décroissance distinctes lors de l'ozonation des eaux naturelles, ce qui est reflété par le changement de courbure au niveau de la courbe de décroissance.

Pour modéliser la décroissance de l'ozone le plus précisément possible, il serait nécessaire de connaître la concentration de chaque espèce dissoute ainsi que leur cinétique de réaction avec l'ozone. Comme cela est pratiquement impossible, Oke et al. (1998) suggèrent de mesurer quelques paramètres physico-chimiques (l'absorbance UV, le pH, la température, la dureté, l'alcalinité et la concentration en métaux). Ces paramètres peuvent servir de repères explicatifs de la cinétique de décroissance observée.

Bien que l'approche proposée par Oke et al. (1998) soit intéressante et innovatrice, la méthode pour déterminer les constantes a , b et c est ardue et complexe, c'est pourquoi le modèle est encore difficile à utiliser. Toutefois, l'observation des deux phases de décroissance dans les eaux naturelles tend à confirmer cette approche de modélisation.

Certains auteurs ont proposé de modéliser k directement en fonction de la qualité de l'eau. C'est ce qui a été suggéré par Siddiqui et al. (1994) ; cette équation n'est valide que pour la seconde phase de décroissance et à 15 °C seulement. Pour toute autre température, on doit apporter une correction à l'aide de l'équation d'Arrhenius :

$$k = 3,31 \times 10^{-3} * pH^{4,28} * UVA^{1,81} * Alc^{0,226} * O_3^{-1,02} \quad (2.16)$$

Où : k est la constante de décroissance du premier ordre ;

pH est le pH de l'eau ($6 < \text{pH} < 8,5$) ;

UVA est l'absorbance UV à 254 nm ($0,06 < \text{UVA} < 0,15 \text{ cm}^{-1}$) ;

Alc est l'alcalinité de l'eau ($14 < \text{Alc} < 130 \text{ mg CaCO}_3 / \text{L}$) ;

O_3 est la quantité d'ozone transféré ($0,65 < O_3 < 2,8 \text{ mg} / \text{L}$).

Morioka et al., en 1997, ont proposé d'exprimer k en fonction d'une loi d'Arrhenius modifiée tenant compte de la concentration en ions hydroxyles:

$$k_{o_3} = 60 * 7,41 \times 10^9 \exp(-13,4 \times 10^3 / RT) \times [OH^-]^{0,5} \quad (2.17)$$

Cette idée fut reprise en 2001 par Wu et Masten :

$$k_d = k_0 [OH^-]^x \exp\left(-\frac{E}{RT}\right) \quad (2.18)$$

Dans cette équation, k_0 est un facteur de fréquence et « x » correspond à l'ordre de la réaction par rapport aux ions hydroxyles. Les équations dérivées d'Arrhenius sont rarement applicables à plusieurs situations ; elles sont souvent limitées par plusieurs paramètres de qualité de l'eau, particulièrement le pH. Ce type de modélisation est donc peu intéressant lorsqu'on tente d'obtenir des équations décrivant le plus grand nombre de situations possibles.

Pour Kim et al. (2002), les deux phases de décroissance sont principalement dues à la présence de matière organique naturelle :

$$dC/dt = -k_d C - k_r D \times C \quad (2.19)$$

Où : k_d est une constante de réaction du premier ordre ;

C est la concentration en ozone dissous au temps t ;

k_r est une constante de réaction du second ordre ;

D est la fraction de matière organique naturelle ayant une demande en ozone rapide.

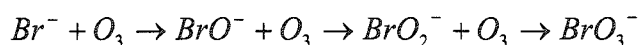
Cette équation revient à la décroissance exponentielle (équation 2.9) lorsque l'effet de la matière organique est très faible ou nul.

La modélisation du taux de décroissance k peut être faite de plusieurs façons. Toutefois, lorsqu'on tente d'établir une équation ayant la plus grande portée possible, il semble plus avantageux de modéliser k selon la qualité de l'eau. Afin que le modèle soit applicable à plusieurs types d'eau, une grande quantité de combinaisons de qualité d'eau doivent être étudiées.

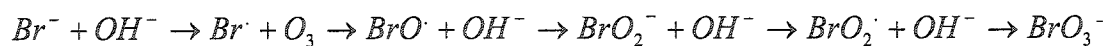
2.2.3 Sous-produits de désinfection

Depuis le début des années 90, des doutes sont soulevés quant à la toxicité des bromates (BrO_3^-) créés par l'action de l'ozone sur les bromures (IPCS, 2000). Les bromates semblent principalement augmenter les chances de formation de tumeurs rénales. Comme les données ne sont pas entièrement concluantes, les bromates sont, pour le moment, classés dans la catégorie 2B, la catégorie des *agents pouvant être potentiellement cancérogènes pour l'homme* par l'IARC (International Agency for Research on Cancer) (IPCS, 2000).

Les bromates peuvent être formés par l'action moléculaire ou radicalaire de l'ozone (Siddiqui et al., 1997). Dans le cas de l'action moléculaire, les bromates se forment selon les étapes suivantes :



Dans ce cas, la formation des bromates dépend du pH et de la concentration en ozone moléculaire (Siddiqui et al., 1997). Lorsque les bromates sont formés par l'action radicalaire de l'ozone, les bromates sont formés selon les réactions suivantes:



Ces réactions suggèrent que l'ozone moléculaire ne joue qu'un rôle secondaire dans la formation des bromates (Siddiqui et al., 1995, 1997). La présence d'ions Br^- peut aussi mener à la formation de bromoforme (CHBr_3) en présence de matière organique naturelle (Amy et al., 1997).

En 1997, Siddiqui et al. ont proposé un modèle prédictif empirique de la formation de bromates tenant compte de la qualité de l'eau. Ce modèle repose toutefois sur l'hypothèse que tous les ions Br^- se transforment en BrO_3^- ce qui, tel que vu plus haut, n'est pas toujours le cas. Ce modèle a été élaboré pour un bassin de type CSTR (voir section 3.2.2.2) en série (N bassins en série). Les équations 2.20 et 2.21 présentent le modèle de Siddiqui :

$$[BrO_3^-] = 1,6[Br^-]_0 \times \left\langle 1 - \frac{1}{(1 + k_{Br} \tau / N)^n} \right\rangle \quad (2.20)$$

$$k_{Br} = 0,026 pH^{1,5} \times COD^{-2,38} O_3 \times 0,738 (Br^-)^{0,28} \quad (2.21)$$

Où : COD est le carbone organique dissous (mg/L);

Br^- est la concentration en bromures (mg/L);

τ est le temps de rétention du bassin étudié (min);

O_3 est la concentration en ozone transféré (mg/L).

Les résultats trouvés par Siddiqui et al. (1997) correspondent à ceux trouvés par Amy et al. en 1997, qui considèrent que le pH, la matière organique naturelle et la concentration initiale en Br^- sont, dans l'ordre, les facteurs influençant le plus la formation des bromates.

Le modèle de Siddiqui et al. (1997) a le mérite de pouvoir être corrigé pour tenir compte de l'effet de température. L'équation 2.22 obéit en effet à une loi d'Arrhénius (les températures doivent être exprimées en degrés K):

$$k_{Br2} = k_{Br1} \exp[-1050 * (1/T_2 - 1/T_1)] \quad (2.22)$$

La formation des bromates est lente, et la vitesse de formation diminue lorsque le pH descend. L’ozone peut aussi contribuer à oxyder les précurseurs de bromoforme si la vitesse d’oxydation des précurseurs est plus grande que celle de formation du bromoforme (Doré, 1989).

2.3 Application de l’ozonation en usine

Une contrainte d’utilisation majeure de l’ozonation vient du fait que l’ozone est produit sous forme de gaz qui doit être dissous dans l’eau. Afin de maximiser la performance en désinfection, il faut assurer un bon transfert du gaz vers l’eau ainsi qu’un temps de contact suffisant, ce qui est parfois difficile à atteindre, l’ozone étant modérément soluble dans l’eau. Cette section abordera la production de l’ozone, sa dissolution dans l’eau, ainsi que le temps de contact nécessaire à l’obtention des log d’enlèvement prescrits par le RQEP (2001)

2.3.1 Production de l’ozone

L’ozone est un gaz produit à partir d’une décharge électrique dans l’air, l’oxygène pur (LOX) ou un mélange air-oxygène. L’équation de la formation de l’ozone est la suivante (Doré, 1989):



L’utilisation de l’oxygène pur comme gaz de départ est, de nos jours, de plus en plus courante par rapport à l’utilisation de l’air pur ou du mélange air/oxygène, d’abord parce que la préparation de l’air pur est complexe et demande plusieurs équipements (filtres, assécheurs, compresseurs, etc.) et ensuite parce que les systèmes à l’oxygène peuvent atteindre des performances plusieurs fois supérieures aux autres systèmes. La teneur en ozone obtenue avec un système à air varie typiquement entre 2 et 4%, alors qu’un

système à oxygène peut produire une concentration variant entre 8 à 14% (MENV, 2002).

Les unités d'alimentation en oxygène sont constituées de réservoirs à oxygène liquide, d'évaporateurs servant à l'évaporation de l'oxygène, de filtres et de régulateurs de pression. Ces systèmes ont comme principal désavantage l'attention importante qui doit être portée à la sécurité ; les fuites de gaz doivent absolument être évitées. Les systèmes d'alimentation en air comprennent des compresseurs d'air, des filtres, des dessiccateurs et des régulateurs de pression. L'air doit être propre, sec et son point de rosée ne doit pas dépasser -60°C . Ces précautions doivent être prises afin de ne pas endommager le générateur d'ozone. Lorsque l'oxygène ou l'air est prêt, le gaz est envoyé aux générateurs d'ozone (MENV, 2002).

2.3.2 Dissolution de l'ozone dans l'eau

L'absorption de l'ozone dans l'eau se fait à travers l'interface gaz-liquide (Doré, 1989). Afin que le procédé d'ozonation ne soit pas trop coûteux, il est recommandé que le taux de transfert de l'ozone dans l'eau soit d'au moins 80% (MENV, 2002). Plusieurs technologies permettant de dissoudre l'ozone dans l'eau existent : injecteurs, turbines, bassins de mélange à diffusion, mélangeurs statiques, etc. Dans cette section, seuls les bassins de mélange à diffuseurs poreux et les mélangeurs statiques seront abordés, les premiers étant très utilisés au Québec et les seconds étant une technologie émergente qui sera utilisée lors de ce projet (MENV, 2002).

D'une façon générale, en désinfection primaire, le type de système choisi doit permettre de 1) satisfaire la demande initiale en ozone de l'eau à traiter et 2) d'obtenir un résiduel d'ozone suffisant à l'obtention des CT prescrits par les règlements en vigueur (Langlais et al., 1991). Langlais et al. (1991) conseillent d'ailleurs de prévoir, lors de la

conception, une cellule dans les bassins servant uniquement à la dissolution de l'ozone et à la satisfaction de la demande initiale en ozone.

2.3.2.1 Diffuseurs poreux

Les diffuseurs poreux ont l'avantage majeur de ne nécessiter aucune énergie supplémentaire, d'assurer un bon transfert de l'ozone de la phase gazeuse vers la phase liquide et de créer une faible perte de charge hydraulique. De plus, l'équipement nécessaire est simple et ne demande aucune pièce mobile (MENV, 2002). Par contre, ce type d'installation demande des bassins de mélange profonds (5,5 à 6,5 m de profondeur) et exige un entretien régulier pour éviter que les diffuseurs s'obstruent, créant ainsi des courants préférentiels. Les bulles de gaz sont produites à partir de diffuseurs en acier inoxydable ou en céramique en forme de disque ou de tige (MENV, 2002).

Les diffuseurs poreux doivent être constitués de plusieurs cellules, la première (ou les premières) servant généralement à la dissolution de l'ozone dans l'eau, les suivantes servant au maintien d'un temps de contact suffisant pour que la désinfection soit efficace. Plus le nombre de cellules est élevé, plus l'écoulement de l'eau se rapproche d'un écoulement de type piston, lequel est favorable à une bonne désinfection (Langlais, 1991 ; MENV, 2002).

Trois types de modes d'injection existent : les bassins à contre-courant (l'eau et l'ozone circulant en sens inverse), les bassins co-courant (eau et ozone circulant dans la même direction) et enfin les bassins variant entre écoulement co et contre-courant (MENV, 2002).

La figure suivante décrit ces trois types d'écoulement :

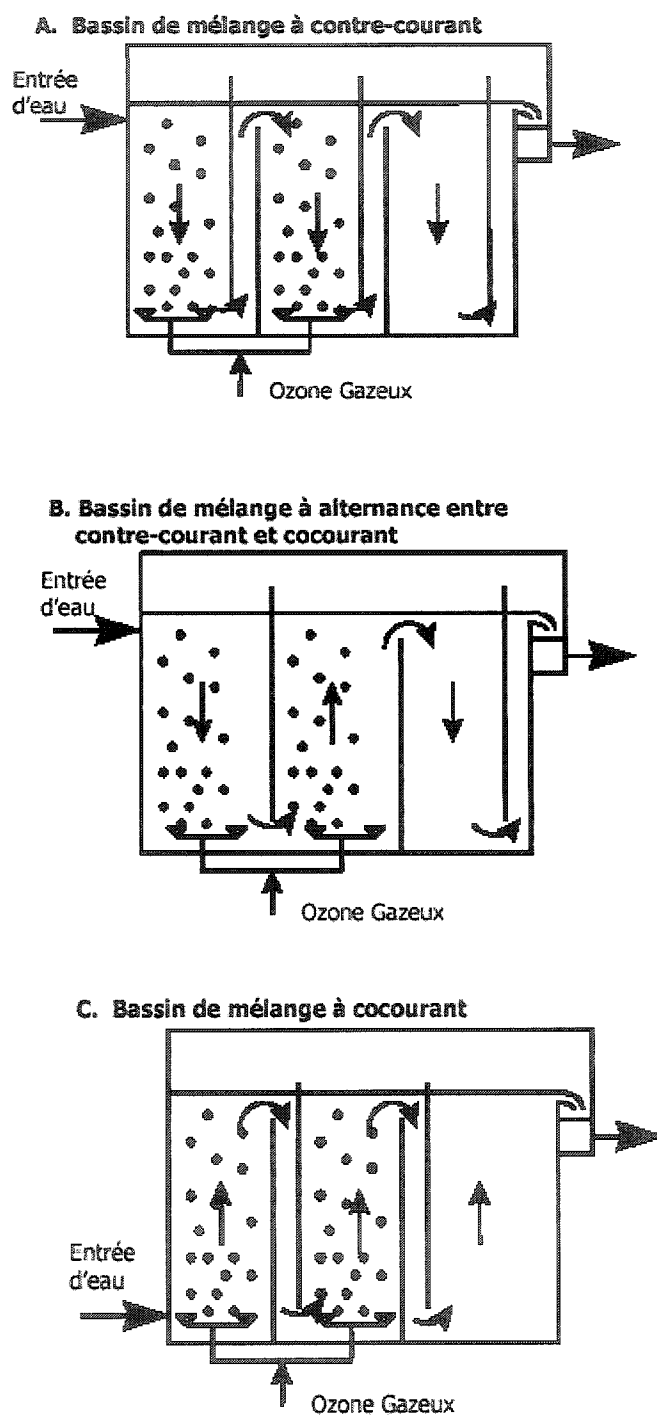


Figure 2.5 : Différents écoulement dans les bassins d'ozonation (MENV, 2002)

Selon Langlais et al. (1991), l'écoulement à contre-courant minimise les courts-circuits et maximise le contact liquide-gaz, l'ozone étant plus uniformément réparti. L'écoulement à contre-courant présente un gradient en ozone dissous beaucoup plus important que l'écoulement co-courant. En effet, pour un écoulement à contre-courant, l'eau rencontre l'ozone dissous à de faibles profondeurs, où la demande instantanée en ozone est satisfaite. L'eau poursuit alors sa descente dans le bassin de contact, où elle rencontre toujours des particules d'ozone dissoutes, contrairement à ce qui se produit dans un écoulement co-courant, où la concentration en ozone dissous rencontré diminue avec la profondeur. L'écoulement à contre-courant permet donc de satisfaire rapidement la demande instantanée et fournit une quantité plus importante d'ozone dissous pour la désinfection primaire.

2.3.2.2 Mélangeurs statiques

Les mélangeurs statiques, équipement également utilisé en coagulation, fournissent une turbulence intense permettant des taux de transfert de l'ozone vers la phase liquide élevés. Ils permettent une dissolution rapide et efficace de l'ozone et permettent l'obtention d'un résiduel d'ozone uniforme (Mysore et al., 2003). Un mélangeur statique ne peut être utilisé seul, il doit être suivi d'une cellule de contact entre l'ozone et l'eau afin d'assurer l'inactivation des pathogènes. Les désavantages principaux des mélangeurs statiques sont les coûts énergétiques supérieurs que leur utilisation engendre et les pertes de charge créées lors du passage du fluide dans le mélangeur (Langlais et al., 1991). Cependant, Mysore et al. (2002) ont démontré que le coût annuel d'utilisation de ce type de technologie était moindre en raison de l'efficacité de transfert accrue pouvant atteindre jusqu'à 99%.

Des études ont démontré que l'utilisation d'un mélangeur statique permet d'obtenir les mêmes niveaux d'inactivation que dans un réacteur en cuvette complètement mélangé,

pour une concentration en ozone et un temps de contact similaire. Toutefois, pour obtenir une telle similitude, il est essentiel que l'hydraulique du contacteur se rapproche d'un écoulement piston (Mysore et al., 2003).

L'avantage majeur des mélangeurs statiques est qu'ils permettent d'obtenir de bons taux de transfert vers la phase liquide même lorsque le rapport gaz/liquide est faible, ce qui n'est pas possible avec les diffuseurs poreux (Mysore et al., 2003 ; Langlais et al., 1991). De plus, les mélangeurs statiques permettent aussi d'obtenir de bons taux de transfert à de hautes vitesses d'alimentation en ozone (Mysore et al., 2003).

Craik et al. (2003) ont montré que la dissolution de l'ozone à l'aide de mélangeurs statiques permet de bien inactiver *E. coli*, mais que l'inactivation des spores de *B. subtilis* était indépendante des conditions de contact gaz-liquide initiales présentes dans le mélangeur. De plus, Craik et al. (2003) se sont penché sur l'effet du bref contact très turbulent entre l'ozone et l'eau dans un mélangeur statique sur l'inactivation de *C. parvum* ; il semble que l'utilisation d'un mélangeur statique puisse augmenter l'inactivation jusqu'à 20% lorsque la vitesse de mélange dans les bassins de contact est faible. Toutefois, pour *C. parvum* toujours, aucune inactivation ne semble se produire directement dans le mélangeur statique.

2.4 Évaluation des procédés d'ozonation

Dans le domaine de l'eau potable, l'efficacité des procédés de désinfection se fait grâce au calcul du produit CT (concentration x temps de contact). Contrairement aux autres type de désinfectant, le calcul du CT pour les procédés d'ozonation pose un défi particulier dû aux variations importantes de la concentration en ozone durant le traitement. Dans cette section, on abordera le calcul réglementaire des CT (prescrit par le RQEP) en général et pour les cuves d'ozonation, ainsi qu'une technique émergente, l'IDDF.

2.4.1 Calcul du CT réglementaire

D'un point de vue réglementaire, l'évaluation de la performance de la désinfection repose actuellement sur le calcul du CT_{10} , où C représente la concentration résiduelle en désinfectant à la sortie des contacteurs et T est le temps nécessaire pour que 10% de l'eau quitte le bassin de contact (T_{10}). Le T_{10} ne correspond pas au temps de séjour théorique (Volume / Débit) ; la valeur du T_{10} est plus conservatrice et prend en compte les courts-circuits qui ont lieu dans le bassin. Elle peut théoriquement varier entre 0,1 (pour un écoulement de type CSTR) à 1,0 (pour un écoulement de type piston) (voir à la section 4.2.1 pour la description de ces types d'écoulement).

Les log d'inactivation réglementaires – c'est-à-dire obtenus en usine - se calculent à l'aide de l'équation 2.24 :

$$\text{Log d'inactivation} = \frac{CT_{\text{disponible}}}{CT_{\text{requis (1log)}}} = \frac{C_{\text{res}} * T_{10}}{CT_{\text{requis (1 log)}}} \quad (2.24)$$

Le RQEP présente le calcul du $CT_{\text{disponible}}$ pour l'ozonation seulement lorsque des bassins munis de diffuseurs poreux sont utilisés pour dissoudre l'ozone dans l'eau. Le calcul du CT_{10} est alors proposé comme étant la somme des CT unitaires de chaque bassin. Cependant, le calcul prend en compte le transfert de l'ozone dans l'eau (premier terme de l'équation correspondant à la première cellule du bassin de mélange, où la dissolution de l'ozone dans l'eau a principalement lieu) ainsi que la rapide dégradation de l'ozone (second terme de l'équation correspondant aux cuves suivantes, dans lesquelles l'ozone réagit avec les pathogènes) (MENV, 2002):

$$CT_{\text{disponible}} = \frac{C_{\text{res}}}{2} \times \frac{T_{10}}{T} \times \frac{\text{Volume cuve}}{\text{Débit cuve}} + \sum C_{\text{res}} \times \frac{T_{10}}{T} \times \frac{\text{Volume cuve}}{\text{Débit cuve}} \quad (2.25)$$

Pour la première cuve, $C_{res}/2$ est utilisé plutôt que C_{res} afin de tenir compte de la diminution de la concentration en ozone résiduel dû à la satisfaction de la demande instantanée en ozone (MENV, 2002).

Les CT_{requis} sont définis par la réglementation et définissent les doses à appliquer pour obtenir les inactivations de *Giardia*, *Cryptosporidium* et les virus prescrites par le RQEP. Les lacunes de cette méthode ont été largement discutées dans la littérature (Carlson et al., 2001, Ducoste et al., 2001). D'abord, la décroissance du désinfectant n'est pas prise en compte. Le fait d'effectuer les calculs avec la concentration en désinfectant à la sortie du contacteur constitue un facteur de sécurité en soi, mais la majorité des molécules du fluide sont exposées à une dose en désinfectant beaucoup plus importante que la concentration résiduelle en désinfectant à la sortie des contacteurs.

Aussi, tel que mentionné plus haut, l'utilisation du T_{10} est aussi un facteur de sécurité qui tient compte des courts-circuits possibles, mais il semble que ces deux facteurs de sécurité combinés sous-estiment considérablement les véritables CT. El-Baz (2002) a trouvé que, pour les bassins d'ozonation, il était plus avantageux de considérer les cuves séparément, ce qui permet de modéliser plus précisément le comportement hydraulique et la décroissance de l'ozone spécifique à chaque cuve. El-Baz (2002) a aussi étudié l'influence de la combinaison de C_{res} et de T_{10} sur la sous-estimation des véritables CT. El-Baz (2002) a conclu que, plus le facteur T_{10}/T est faible (i.e. faible T_{10} par rapport au temps de séjour total), plus les véritables CT sont sous-estimés. L'influence de C_{res} semble se faire surtout sentir pour les bassins ayant un long temps de séjour ; pour le chlore, El-Baz (2002) a trouvé que l'utilisation de C_{res} sous-estimait le CT véritable de 33%.

2.4.2 *Modèle IDDF*

L'« Integrated Disinfection Design Framework » (IDDF) est une nouvelle approche permettant de déterminer les besoins en désinfection au cas par cas (Bellamy, 1998). L'IDDF a l'avantage de permettre aux installations de respecter les normes de désinfection en vigueur sans sur-doser en désinfectant, contournant ainsi les lacunes liées au calcul du CT réglementaire traditionnel.

Le modèle IDDF se compose idéalement de quatre composantes, soit :

- La caractérisation hydraulique des bassins ;
- La demande en désinfectant ainsi que sa décroissance ;
- La cinétique d'inactivation des micro-organismes pathogènes ;
- La formation de sous-produits de désinfection.

Les trois premières composantes sont intégrées séquentiellement. À l'aide des modules concernant le désinfectant et l'inactivation des pathogènes, il est possible d'obtenir une courbe exprimant la survie des pathogènes en fonction du temps (Carlson et al., 2001). Cette courbe est combinée à la courbe obtenue après la caractérisation hydraulique, ce qui permet d'exprimer enfin le log d'inactivation en fonction du temps de contact (Carlson, 2001). La figure 2.6 décrit le développement du modèle.

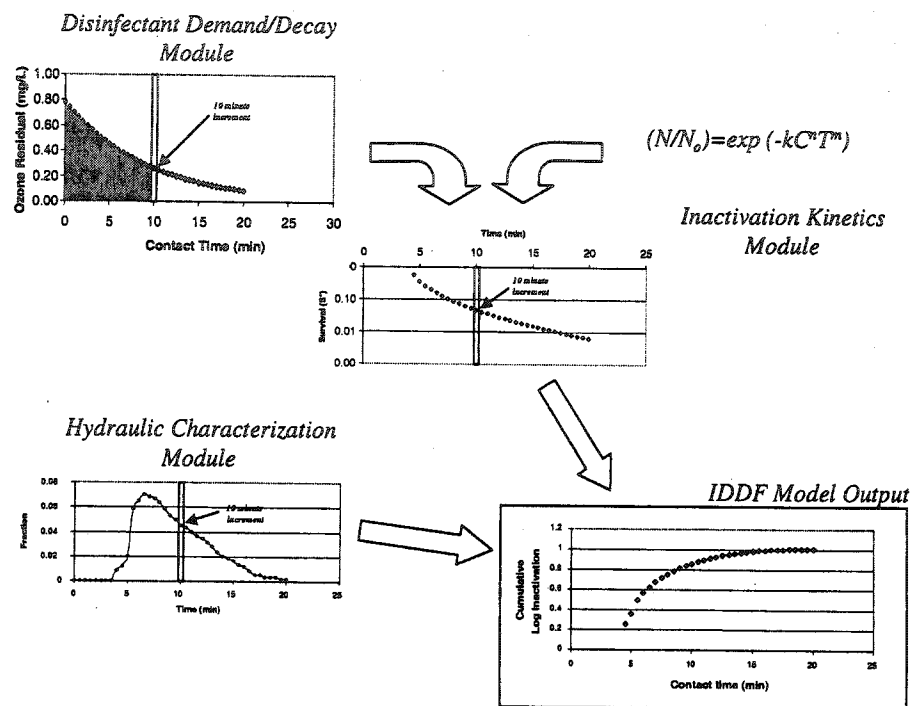


Figure 2.6 : Développement du modèle IDDF (Carlson, 2001)

Pour les quatre composantes, le premier modèle IDDF développé par Carlson et al. en 2001 utilisait des équations prédéterminées : le modèle PFD pour la caractérisation hydraulique (voir section 3.2.2.1), une équation du premier ordre pour la décroissance du désinfectant ($C = C_0 e^{-kt}$), le modèle de Hom pour l'inactivation des pathogènes et les équations empiriques développées par Amy et al. (1998) pour la formation de sous-produits.

L'étude de Carlson et al. de 2001 avait pour but de généraliser la méthode, afin qu'elle soit applicable au plus grand nombre d'installations possibles. Pour ce faire, les auteurs ont défini trois niveaux de complexité pour les quatre composantes du modèle ; le choix

du niveau dépend surtout du degré de précision désiré pour le modèle. Le tableau 2.3 présente ces niveaux de complexité.

Tableau 2.3 : Niveaux de complexité du modèle IDDF

Composantes	De base	Standard	Avancé
Module – Hydraulique	D^* ou T_{10}/T^*	Essais de traçage	Modélisation numérique
Module – Désinfectant	C_0 et k tirés de la littérature	C_0 et k déterminés par des essais en laboratoire pour une seule dose de désinfectant	C_0 et k déterminés par des essais en laboratoire pour trois doses de désinfectant
Module – Inactivation des micro- organismes	Valeurs de k , m et n tirées de la littérature	Tests de confirmation de l'applicabilité des valeurs de k , m et n tirées de la littérature	Détermination en laboratoire des constantes k , m et n par des tests d'inactivation spécifiques au site.
Module – Sous- produits de désinfection	Equations et constantes tirées de la littérature	Tests de confirmation sur les coefficients de réactivité	Coefficients empiriques déterminés par des essais in situ de formation de sous- produits de désinfection

Au tableau précédent : D^* correspond à la dispersion dans un contacteur de type piston avec dispersion ;
 T_{10}/T est une mesure de l'efficacité hydraulique ;
 C_0 est la concentration initiale en désinfectant ;
 k , m et n sont des constantes de cinétique.

Les niveaux standard et avancé permettent donc d'établir les modèles réels qui régissent les différents modules. Les modules concernant l'hydraulique, le désinfectant et l'inactivation des micro-organismes seront détaillés dans les prochaines sections. Comme, dans ce travail, une attention particulière sera portée au module sur le désinfectant, cette section sera plus détaillée que les autres.

2.4.2.1 Temps de contact

Le but de la caractérisation hydraulique est de déterminer le comportement de toutes les parties du contacteur. L'hydraulique de la majorité des contacteurs ne correspond pas exactement aux modèles théoriques (PFD, CSTR) : la présence de zones mortes, mauvaise configuration à l'entrée et/ou à la sortie du contacteur et courts-circuits sont courants. Ces défauts créent des différences de débit, ce qui résulte en une distribution des temps de contact (Ducoste et al., 2001). Cette section se consacre à la description sommaire des modèles PFD et CSTR, à leurs avantages et à leurs défauts.

2.4.2.1.1 Modèle piston avec dispersion

Le modèle piston avec dispersion (PFD) assume que la dispersion se produit uniquement dans la direction du débit (direction axiale) et que les mélanges latéral et radial sont négligeables. Dans ce modèle, le mélange est la conséquence de gradients de vitesse. Généralement, ce modèle décrit bien les systèmes où le mélange est unidimensionnel (Ducoste et al., 2001).

La distribution des temps de contact, $f(\theta)$, est décrite par deux équations dépendantes du coefficient de dispersion d (Levenspiel, 1972):

$$f(\theta) = \left(\frac{1}{2} (\pi d \theta)^{0.5} \exp\left[-(1-\theta) \times 2/4d\right] \right) \text{ pour } d > 0,1 \quad (2.26)$$

$$f(\theta) = \left(\frac{1}{2} (\pi d)^{0.5} \exp(-(1-\theta) \times 2/4\pi d) \right) \text{ pour } d < 0,1 \quad (2.27)$$

2.4.2.1.2 Modèle réacteurs en série complètement mélangés

Le modèle CSTR – modèle de réacteurs en série complètement mélangés – assume une série de N contacteurs parfaitement mélangés installés en série. Le fluide passe d'un réacteur à l'autre, devenant ainsi l'affluent et l'effluent des réacteurs (Ducoste et al., 2001). Dans ce modèle, le coefficient de dispersion est infini, ce qui implique que le mélange se produit dans toutes les directions. Plus le nombre de réacteurs en série est élevé, plus le modèle se rapproche du modèle PFD (Levenspiel, 1972).

La distribution des temps de contact, $f(\theta)$, est décrite par l'équation suivante (Levenspiel, 1972):

$$f(\theta) = \left(N^N \theta^{(N-1)} / \Gamma(N) \right) e^{-N\theta} \quad (2.28)$$

$$\text{où } \Gamma(N) = \int \exp(-x) x^{N-1} dx \quad (2.29)$$

2.4.2.2 Inactivation bactériologique

L'inactivation des micro-organismes pathogènes est le but de la désinfection primaire. Plusieurs modèles cinétiques existent pour décrire la performance de l'inactivation bactériologique. La majorité de ces modèles se basent sur des essais effectués sur des eaux sans demande en désinfectant, ce qui induit un biais et diminue la robustesse du

modèle. L'étude de Gyürék et al. (1998) révisé les modèles existants pour des eaux avec et sans demande en désinfectant. Ces modèles sont présentés au tableau 2.4.

Tableau 2.4 : Modèles d'inactivation bactériologique

Modèle	Eau sans demande en désinfectant	Eau avec demande en désinfectant
Chick – Watson	$-kC^nT$	$\frac{-k(C_0^n - C_f^n)}{k'n}$
Hom	$-kC^nT^m - kC^nT^m$	$-kmC_0^n \sum (e^{-k'Tn})T^{m-1}\Delta T$
Rationnel	$\frac{-\log\{1 + N_0^{x-1} \times (x-1) \times kC^nT\}}{x-1}$	$\frac{-\log\left\{1 + (x-1)\frac{k}{k'n}(C_0^n - C_f^n)N_0^{x-1}\right\}}{x-1}$
Hom – Power law	$\frac{-\log\{1 + N_0^{x-1} \times (x-1) \times kC^nT^m\}}{x-1}$	$\frac{-\log\left\{1 + (x-1)\frac{kmC_0^n}{k'nm}\gamma(m, nk'T)N_0^{x-1}\right\}}{x-1}$
Hom modifié*	$-mkC^nT^{m-1}N$ (système avec demande en désinfectant)	

* tiré de Haas et Joffe (1994)

N est le nombre de micro-organismes survivants après le temps de contact T ;

N_0 est le nombre initial de micro-organismes ;

k est une constante de réaction trouvée expérimentalement;

k' est la constante de premier ordre décrivant le taux de décroissance du désinfectant ;

C est la concentration en désinfectant (C_0 : concentration initiale, C_f : concentration finale);

T est le temps de contact ;

m, n et x sont des constantes empiriques.

Les modèles qui ne prennent pas en compte la demande en désinfectant de l'eau se basent sur cinq hypothèses qui ne sont vraies que dans un réacteur en cuvée (semi-batch dans le cas de l'ozone): 1) absence de rétro mélange, 2) répartition uniforme des micro-organismes et des molécules de désinfectant, 3) énergie de mélange suffisante pour ne

pas être un facteur limitatif, 4) la température et le pH ne varient pas et 5) la concentration en désinfectant est constante dans le temps (Gyürék et al., 1998).

Les modèles prenant en compte la demande en désinfectant se basent typiquement sur une décroissance du désinfectant du premier ordre (Gyürék et al., 1998):

$$C = C_0 \exp(-k't) \quad (2.30)$$

2.4.2.3 Décroissance de l'ozone

La décroissance de l'ozone peut être modélisée de différentes façons décrites aux sections 2.2.1 et 2.2.2. Les modèles mécanistiques ne sont pas encore bien compris, ce qui rend leur application à des situations réelles difficiles.

En 1997, Westerhoff et al. ont tenté de comparer la décroissance de l'ozone prédite selon les modèles HSB et TGF. L'étude a été réalisée sur des eaux synthétiques constituées d'eau Milli-Q et d'isolats de matière organique naturelle. Les résultats ont montré que les mesures expérimentales se rapprochaient beaucoup plus des valeurs prédites par le modèle HSB que par le modèle TGF. Toutefois, en pratique, le HSB, tout comme le TGF, ne peuvent être représentatifs des eaux naturelles puisqu'ils ont été élaborés pour l'eau pure, c'est-à-dire sans aucune matière dissoute. De plus, les deux modèles impliquent la mesure d'espèces pas encore quantifiables et des équilibres qui ne sont pas encore tous compris, c'est pourquoi, pour l'instant, les modèles mécanistiques ne servent que de repère explicatif.

Afin de décrire la décroissance de l'ozone, il est possible d'appliquer directement le modèle de décroissance exponentielle expliqué à la section 2.2.2.2. Pour obtenir un modèle plus représentatif, il est nécessaire de procéder à des essais de décroissance sur

les eaux étudiées en laboratoire, sur un pilote, ou à l'échelle réelle. Ensuite, il faut modéliser ces données selon des paramètres qui peuvent être facilement connus comme la dose d'ozone appliquée et la température de l'eau.

2.4.3 Biodosimétrie

La biodosimétrie est un outil permettant de vérifier les performances d'un système, quel qu'il soit. La biodosimétrie peut être utilisée pour vérifier les performances en désinfection d'un bassin d'ozonation : pour ce faire, il faut pouvoir mesurer l'inactivation d'un micro-organisme cible pour différentes doses d'ozone appliquées. Le concept de la biodosimétrie ainsi que son application sur les cuves d'ozonation seront abordés dans cette section.

2.4.3.1 Présentation de la biodosimétrie

La biodosimétrie a d'abord été développée comme un outil d'évaluation de la performance en désinfection des systèmes UV (Leuker, 1999). La biodosimétrie est un test standard permettant de comparer les différents systèmes UV entre eux. Il n'était pas possible d'effectuer cette comparaison auparavant, puisqu'il existait plusieurs méthodes pour déterminer la dose UV appliquée ainsi que plusieurs méthodes expérimentales permettant de mesurer les log d'inactivation des indicateurs cibles. De plus, les modèles existants incorporaient peu ou pas les temps de séjour dans les contacteurs UV. Avant l'avènement de la biodosimétrie, l'estimation de la performance des systèmes était donc imprécise et peu fiable (Leuker, 1999).

La biodosimétrie se caractérise par l'utilisation d'une courbe de calibration décrivant la sensibilité d'un organisme cible au contact d'un oxydant (UV, ozone, etc.). La courbe de calibration (inactivation, ou réponse, vs dose) permet de déterminer le potentiel de désinfection de l'oxydant pour l'organisme cible (Leuker, 1999). Le choix de

l'organisme cible est donc vital ; ce dernier doit être vulnérable à l'oxydant choisi tout en étant suffisamment robuste, afin de représenter un large éventail de micro-organismes pathogènes. La biodosimétrie est l'observation d'un certain taux de mortalité pour une certaine dose de désinfectant (au sens de CT); afin d'obtenir la courbe de calibration, on fait varier la dose en désinfectant et on mesure le taux de mortalité (ou de survie) de l'organisme cible (Cabaj et al., 1996). La biodosimétrie permet donc de prédire les performances en désinfection à l'aide de la courbe de calibration, qui est alors utilisée comme une courbe de référence (Leuker, 1999). Il suffit alors de connaître une variable – l'inactivation de l'organisme ou la dose en désinfectant appliquée - pour connaître l'autre variable. La biodosimétrie peut permettre de mesurer directement le CT réellement appliqué, ce qui permet ensuite de valider les modèles développés.

Leuker (1999) décrit une méthode simple afin d'obtenir la courbe de calibration. Bien que cette méthode s'applique aux UV, elle peut être transférée à un autre oxydant comme, dans ce cas-ci, l'ozone. Leuker (1999) propose les spores de *B. subtilis* comme indicateurs biodosimétriques. Différentes dilutions d'une solution de spores en suspension sont distribuées dans plusieurs pétris. Chaque pétri est ensuite exposé à différentes doses de radiation UV. La mesure de la radiation est effectuée à l'aide d'un radiomètre ; cette mesure comprend l'irradiation, en W/m^2 , et le temps de contact en secondes. Les pétris sont ensuite incubés pendant 48 heures et les colonies sont par la suite comptées. Comme la concentration initiale en spores dans chaque pétri est connue, le log d'inactivation est obtenu. L'irradiation étant la variable la plus difficile à bien mesurer, Leuker (1999) propose de faire varier les conditions de radiation en ne faisant varier que le temps de contact et en gardant l'irradiation constante.

Cabaj et al. (1996) soulèvent le problème de la distribution de la dose dans un contacteur réel et l'importance de bien connaître le type d'écoulement dans le contacteur (ou la distribution des temps de contact). La dose que reçoit chaque micro-organisme est en fait la quantité de désinfectant auquel il est exposé lors de son séjour dans le contacteur.

Cabaj et al. (1996) introduisent donc le concept de la « dose équivalente réduite » (DER), qui correspond à la moyenne mesurée de la distribution des doses auxquelles sont exposés les micro-organismes. La DER est un facteur de sécurité en soit, puisqu'elle est toujours inférieure à la véritable moyenne de la distribution des doses. Lors du calcul du CT à partir de résultats biodosimétriques, le C est donc légèrement sous-évalué.

2.4.3.2 Transposition du principe de la biodosimétrie à l'ozonation

Afin d'appliquer la biodosimétrie aux cuves d'ozonation, on doit pouvoir être en mesure d'obtenir une courbe dose – réponse comme pour les réacteurs UV. Le choix de l'indicateur pose problème ; ce dernier doit être mesurable avec précision, être présent dans toutes les eaux étudiées tout au long de l'année et avoir une résistance suffisante à l'ozone pour supporter différentes doses représentatives de la réalité.

Afin de contrer le problème de l'indicateur, quelques auteurs (Chiou et al., 1997, Marinas et al., 1999) se sont penchés sur l'utilisation de microsphères fluorescentes comme substitut biodosimétrique. La variable réponse est obtenue par la mesure de la décroissance de la fluorescence des microsphères qui sont exposées à différentes doses d'ozone. Les microsphères utilisées sont faites de polystyrène. La fluorescence est mesurée à l'aide de cytomètres de flux, appareils qui permettent d'analyser les propriétés de chaque microsphère individuelle et qui fournissent aussi des informations sur la distribution des données de fluorescence mesurées (Chiou et al., 1997).

La décroissance de la fluorescence doit être déterminée en soustrayant la fluorescence mesurée d'un blanc. Le blanc est la fluorescence mesurée d'une sphère qui a été exposée à une forte dose d'ozone pendant 15 minutes (Chiou et al., 1997). Chiou et al. (1997) ont aussi noté que la mesure de la fluorescence est très sensible, de très faibles concentrations de microsphères pouvant donc être utilisées pour l'obtention de résultats

fiables. Les auteurs indiquent aussi qu'il est préférable de sélectionner une fluorescence à longues longueurs d'onde, afin d'éviter les interférences avec la fluorescence naturelle.

Le taux de décroissance de la fluorescence doit être associé au taux de décroissance des organismes pathogènes. Chiou et al. (1997) ont réussi à établir cette relation dans le cas de *G. muris* et les tentatives avec *C. parvum* semblent sur le point de réussir (Marinas et al., 1999). Pour ce faire, il faut comparer les courbes d'inactivation et de décroissance de la fluorescence pour des doses d'ozone semblables.

Les microsphères doivent être ajoutées à l'entrée d'un contacteur en continu et à un taux constant. Elles sont récupérées à la sortie du contacteur ; les échantillons recueillis sont filtrés, les microsphères (qui se sont déposées sur le filtre) sont remises en suspension et la fluorescence est mesurée à l'aide d'un cytomètre. Plusieurs milliers de microsphères peuvent être analysées en quelques minutes. Cette méthode a l'avantage d'être indépendante du nombre de microsphères sortant du contacteur, la fluorescence étant mesurée pour chaque microsphère et non pour une certaine concentration de microsphères. De plus, les microsphères sont exposées à l'ozone de la même manière que les pathogènes, ce qui permet une meilleure estimation de la performance en désinfection que le CT traditionnel (Tang et al., 2001). Toutefois, les effets du pH, de la température et de la qualité de l'eau sur la fiabilité des résultats ne sont pas encore très documentés (Chiou et al., 1997).

Chapitre 3 : Objectifs du projet

Ce projet comporte deux grands objectifs, soit la modélisation de la décroissance de l’ozone et la validation biodosimétrique de la performance (CT) des cuves d’ozonation.

Le premier objectif poursuivi est la modélisation de la décroissance de l’ozone dans six types d’eaux différents. Chacune des eaux est prélevée à deux différentes étapes de traitement de trois usines différentes, chacune étant située dans la grande région de Montréal. L’eau brute de chaque usine est différente et l’ensemble de ces eaux brutes est représentatif de la majorité des eaux brutes du Québec. Cet objectif se compose de deux sous-objectifs : le premier vise la modélisation de la décroissance de l’ozone selon les conditions d’opération principales des usines de traitement, soit la dose d’ozone appliquée et la température de l’eau. Le second sous-objectif concerne la modélisation des effets de la qualité de l’eau sur la décroissance de l’ozone. Ces deux sous-objectifs combinés permettent de modéliser l’effet de différents paramètres, facilement mesurables en usine, affectant la décroissance de l’ozone dans l’eau.

Le second objectif concerne la validation par biodosimétrie des CT calculés pour une cuve d’ozonation à échelle réelle. Les CT à valider sont calculés de différentes manières et sont ensuite validés par biodosimétrie. Cet objectif vise à déterminer si la technique de validation biodosimétrique prédit une performance de l’ozonation équivalente à la méthode réglementaire (CT₁₀) et à la méthode IDDF.

Chapitre 4 : Matériel et Méthodes

4.1 Description des trois usines étudiées

Les eaux de trois usines seront étudiées dans le cadre de ce projet. Cette section se consacre à faire une description sommaire des eaux brutes de ces usines, de leurs filières de traitement et de leur étape d'ozonation.

4.1.1 Ville de Repentigny

4.1.1.1 Caractéristiques de l'eau brute

L'eau brute de l'usine de purification de Repentigny provient de la rivière l'Assomption, laquelle traverse un bassin versant fortement influencé par les activités agricoles et humaines. L'eau brute est donc très chargée en azote ammoniacal, en matière organique, en fer et en manganèse, ce qui exige une filière de traitement avancée.

4.1.1.2 Filière de traitement

La capacité de l'usine de Repentigny est de 87 000 m³/d. La filière de traitement de l'usine de Repentigny est illustrée à la figure suivante. Le pré-traitement consiste en une bichloration suivie d'une pré-ozonation et de l'ajout de charbon en poudre au besoin.

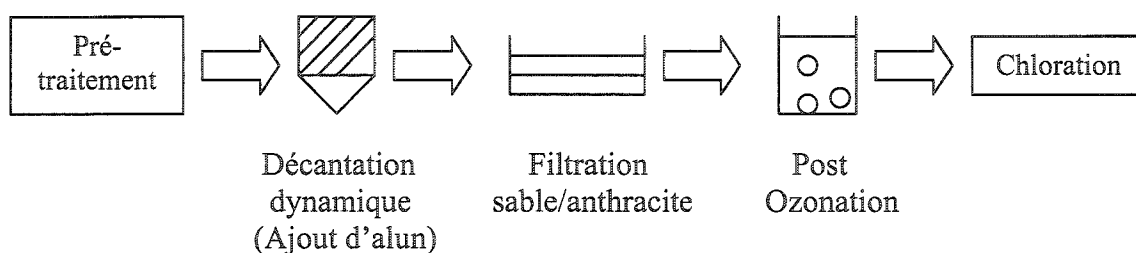


Figure 4.1 : Filière de traitement à Repentigny

4.1.1.3 Particularités de l'étape de la post-ozonation

La post-ozonation est utilisée afin de désinfecter l'eau et de combattre les goûts et odeurs. L'ozone est produit à partir d'oxygène liquide et est injecté dans deux bassins en série. Le temps de contact dans ces bassins est de 7,16 minutes pour un débit de 3 600 m³/h.

4.1.2 Ville de Rosemère

4.1.2.1 Caractéristiques de l'eau brute et filière de traitement

L'usine de purification de Rosemère puise son eau dans la rivière des Mille-Îles. Les rejets urbains y sont la principale source de pollution et les critères bactériologiques de qualité des eaux de surface sont souvent dépassés. Les eaux doivent aussi être traitées pour les goûts et odeurs.

La capacité de l'usine est de 32 000 m³/d. La filière de traitement de l'usine de Rosemère est illustrée à la figure suivante :

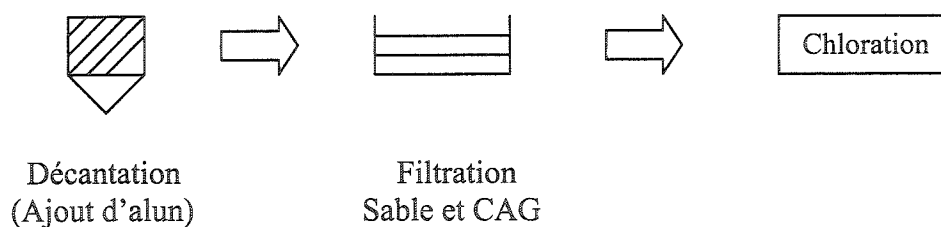


Figure 4.2 : Filière de traitement à Rosemère

4.1.2.2 Particularités de l'étape d'ozonation

Il n'y a pas d'étape d'ozonation à Rosemère.

4.1.3 Ville de Montréal – Usine Charles-DesBaillets

4.1.3.1 Caractéristiques de l'eau brute et filière de traitement

L'usine Charles-DesBaillets tire son eau brute du fleuve St-Laurent, qui est de très bonne qualité, ce qui permet une filière de traitement simple : une filtration sur sable (lit de 1,2 m d'épaisseur, vitesse de filtration de 5 m/h) suivie d'une ozonation et d'une chloration. La capacité de l'usine est de 1 136 000 m³/d. La filière de traitement à Charles-DesBaillets est illustrée à la figure 4.3.

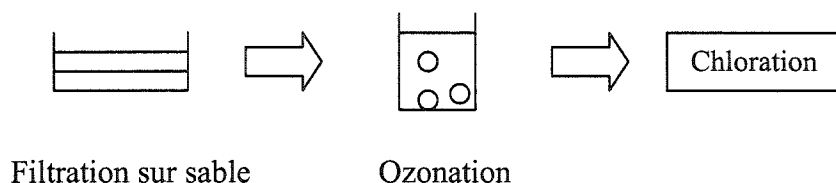


Figure 4.3 : Filière de traitement à l'usine Charles-DesBaillets

4.1.3.2 Particularités de l'étape de l'ozonation

L'usine comprend six trains d'ozonation identiques opérés en parallèle. Les bassins de chaque train sont séparés en deux cuves, la première fonctionnant en mode contre-courant et la seconde en mode co-courant. L'ozone est injecté uniquement au fond de la première cellule à l'aide de diffuseurs circulaires. Les bassins sont profonds de 6,5 m. Le temps de contact τ est de 4,66 minutes pour un débit de 2,3 m³/s/bassin. L'ozone est produit à partir d'air.

4.2 Description générale de la mise en œuvre du projet

4.2.1 Étude de la décroissance de l’ozone

L’étude de la décroissance de l’ozone a pour but d’analyser les effets de i) la qualité de l’eau et ii) des conditions de traitement sur la cinétique de décroissance du désinfectant. Pour ce faire, ce volet de l’étude comporte deux parties : la mesure de la décroissance de l’ozone et la caractérisation physico-chimique des eaux étudiées. Ces analyses ont été réalisées sur les eaux du fleuve St-Laurent (usine Charles-DesBaillets), de la rivière des Milles-Îles (usine de Rosemère) et de la rivière l’Assomption (usine de Repentigny).

Des échantillons des eaux à différents stades du traitement ont été prélevés à plusieurs reprises durant l’année 2003-2004. Des essais de laboratoire standardisés ont permis d’établir la demande en ozone pour diverses conditions d’ozonation (dosage, température et qualité de l’eau).

4.2.2 Validation de la dose d’ozone appliquée

Dans un deuxième temps, une validation de la dose (CT) appliquée à l’étape d’ozonation de l’usine Charles-DesBaillets a été effectuée selon l’application du principe biodosimétrique. Cette méthodologie a nécessité la réalisation de trois étapes successives.

4.2.2.1 Obtention de la courbe de référence biodosimétrique

Cette courbe de référence permet de relier, en conditions contrôlées, l’inactivation des bactéries sporulentes aérobies à la dose effective (CT) appliquée. Cette étape de l’étude sera réalisée à l’aide d’un contacteur pilote dont tous les paramètres (temps de contact,

dose d'ozone appliquée, concentration en ozone résiduel en des points précis) sont connus.

4.2.2.2 Essais biodosimétriques sur les cuves d'ozonation à l'échelle réelle

Cette étape consiste à mesurer la réduction des spores aérobies sur le procédé d'ozonation à l'échelle réelle de l'usine Charles-DesBaillets. Le taux de réduction exprimé en log est par la suite transformé en dose équivalente grâce à la courbe de référence obtenue sur le contacteur pilote.

4.2.2.3 Validation de la dose effective

La dose appliquée sur les cuves d'ozonation de l'usine Charles-DesBaillets peut être obtenue selon la méthode réglementaire de calcul prescrite par le Guide de conception (MENV, 2002). Cette valeur constitue ce qu'on appelle couramment le CT_{10} . Par ailleurs, un modèle avancé de calcul des CT a été développé par El-Baz (2002). Ce modèle prédit des CT de 2 à 3 fois supérieurs aux CT réglementaires (CT_{10}). Ces valeurs de CT seront donc comparées à celles obtenues par biodosimétrie.

4.3 Étude de la demande en ozone

4.3.1 Plan expérimental

L'étude de la décroissance de l'ozone a été effectuée selon un plan expérimental identique pour les trois usines. Les essais furent effectués une fois par mois sur deux types d'eau, soit l'eau décantée et l'eau filtrée pour les usines de Repentigny et de Rosemère et l'eau brute et l'eau filtrée pour Charles-DesBaillets. Dans ce dernier cas,

l'eau brute est étudiée puisque l'usine Charles-DesBaillets ne comporte pas d'étape de décantation.

Lors de chaque campagne d'échantillonnage, les types d'eau sont soumis à un plan expérimental traditionnel de type 3X3, soit trois doses d'ozone appliquées à trois températures de l'eau. Les températures testées ont été regroupées en trois grandes classes :

- Température froide : de 0 à 5 C;
- Température moyenne : de 6 à 18 C;
- Température chaude : 19 C et plus.

À chaque campagne, trois températures, une de chaque classe, ont été mises à l'essai. La température de l'eau a été ajustée à l'aide d'un bain refroidissant.

Les conditions d'essais sont présentées au tableau 4.1.

Tableau 4.1 : Étude de la décroissance de l'ozone : Conditions d'essais

Usine	Type d'eau	Température (°C)	Dose d'ozone injectée (mg/L)
Repentigny	Eau décantée	Pour les trois températures	1,50
	Eau filtrée		2,25
			3,00
Rosemère	Eau décantée	Pour les trois températures	1,50
	Eau filtrée		2,25
			3,00
Montréal	Eau brute	Pour les trois températures	1,00
	Eau filtrée		1,75
			2,50

Chaque eau étudiée a été caractérisée selon les paramètres physico-chimiques suivants :

- Alcalinité;
- pH;
- Absorbance UV;
- Turbidité;
- Carbone Organique Total.

Les méthodes analytiques utilisées pour mesurer ces paramètres sont présentées à la section 4.3.4

4.3.2 Montage expérimental

Le montage servant à étudier la décroissance de l'ozone a été inspiré de Hoigné et Bader (1994). Un réacteur d'un litre contenant un barreau magnétique est placé sur une plaque agitatrice. On transfère au réacteur, à l'aide d'un cylindre gradué propre, 900 ml de l'eau à étudier. Au temps 0, une quantité déterminée d'ozone est injectée. Un volume de 4 ml d'échantillon est ensuite prélevé à l'aide d'une seringue étanche à intervalles de temps pré-déterminés et est ensuite injecté dans 20 ml d'une solution fille d'indigo trisulfonate de potassium à 1%, la solution-mère ayant été préalablement préparée selon les recommandations du *Standard Methods*.

La solution-mère d'eau ozonée est concentrée en laissant barboter un courant d'oxygène-ozone dans un volume d'un litre contenant de l'eau Milli-Q, 0,164 g de NaHCO_3 et 2 ml de HCl concentré, le tout maintenu à 2°C. L'ozone est généré à l'aide d'un ozoneur de marque Yanco Industries Ltd., (modèle OL 70|R-FIY 500V). L'ozone non transféré à la solution-mère est trappé dans une solution d'iodure de potassium à 2%.

4.3.3 Mesure de l'ozone résiduel

La concentration en ozone résiduel est mesurée selon la méthode colorimétrique à l'indigo trisulfonate de potassium 4500-O₃ B du *Standard Methods*. Une solution-mère est préparée selon les directives du *Standard Methods*; deux dilutions sont ensuite préparées, une à 3% et une à 1%. Ces dilutions servent respectivement à mesurer l'ozone présent dans la solution-mère d'ozone et dans les eaux étudiées.

Lorsque l'ozone est injecté dans une solution d'indigo trisulfonate, il le décolore. On peut alors calculer la concentration en ozone de l'échantillon en mesurant d'abord son absorbance à 600 nm à l'aide d'un spectrophotomètre (Milton Roy Spectronics 1001 Plus). Pour la solution-mère d'ozone, des cellules de trajet optique de 1 cm sont utilisées alors que, pour l'étude de la décroissance de l'ozone, des cellules à trajet optique de 1,9 cm sont utilisées.

Le tableau suivant récapitule les conditions de mesure de l'ozone résiduel.

Tableau 4.2 : Volumes d'indigo utilisés pour les mesures d'ozone résiduel

Dilution	Utilisation	Volume utilisé (ml)	Volume d'échantillon ajouté (ml, V _E)	Volume total (ml, V _T)
	Calibration de la			
3%	solution-mère d'ozone	20	0,3	20,3
	Étude de la			
1%	décroissance de l'ozone	20	4	24

La concentration en ozone est calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$[O_3] \text{ (mg/L)} = Abs_B - Abs_E \times \frac{V_T}{(f \times I \times V_E)} \quad (4.1)$$

Où : Abs_B est l'absorbance, à 600 nm, d'un blanc formé d'un certain volume d'une dilution d'indigo trisulfonate et d'un certain volume d'eau Milli-Q;

Abs_E est l'absorbance, à 600 nm, de l'échantillon étudié;

V_T est le volume total (20,3 ml pour la calibration de la solution-mère d'ozone, 24 ml pour l'étude de la décroissance de l'ozone);

f est le coefficient d'absorption de l'ozone en phase aqueuse ($f = 0,42$);

I est le trajet optique de la cellule utilisée;

V_E est le volume d'échantillon ajouté à l'indigo (0,3 ml pour la calibration de la solution-mère et 4 ml pour l'étude de la décroissance de l'ozone).

4.3.3.1 Évaluation de l'erreur expérimentale

L'erreur expérimentale a été déterminée en mesurant, à plusieurs reprises, la demande en ozone (tel que décrit à la section 3.3) sur l'eau brute du fleuve St-Laurent. Deux doses d'ozone ont été testées, soit 2,5 mg/L et 1,0 mg/L. Pour chaque dose, les essais ont été réalisés cinq fois. À partir de ces données, il est possible de déterminer la répétabilité des essais et ainsi évaluer l'erreur expérimentale qui leur est relative.

4.3.3.2 Évaluation de la perte d'ozone due au dégazage

L'importance du dégazage est évaluée à l'aide d'eau Milli-Q tamponnée à pH 2. À pH 2, les réactions d'auto-décomposition de l'ozone sont inhibées; en mesurant l'ozone résiduel, on devrait mesurer la même quantité d'ozone qui a été transférée dans une eau

sans demande. La différence entre l’ozone résiduel mesuré rapidement (voir plus bas) et l’ozone injecté est donc assumée comme étant due uniquement au dégazage.

Les réacteurs sont soumis à cinq doses différentes d’ozone : 1,0, 1,5, 2,0, 2,5 et 3,0 mg/L. Les essais sont réalisés en triplicata, à température pièce. Les mesures d’ozone résiduel prises avant 15 secondes de temps de contact étant peu fiables, l’ozone résiduel est mesuré après 15, 30 et 45 secondes de temps de contact.

4.3.3.3 Traitement préliminaire des résultats de demande en ozone

Les données obtenues lors des essais de décroissance permettent de dégager les paramètres fondamentaux qui sont utilisés lors de la modélisation : demande initiale en ozone et taux de décroissance. Pour obtenir ces paramètres, il suffit de construire un graphe dans lequel la concentration en ozone résiduel est exprimée en fonction du temps de contact. Une courbe de tendance exponentielle y est ensuite introduite. La courbe exponentielle est exprimée selon la forme suivante :

$$[O_3]_{res} = C_0 e^{-kt} \quad (4.2)$$

Le taux de décroissance k est obtenu directement alors que, pour obtenir la demande initiale en ozone, on doit soustraire C_0 à la dose d’ozone appliquée. Cette procédure est répétée pour chaque essai.

Afin de valider ces données, elles sont regroupées par journée d’échantillonnage et par type d’eau (par exemple, 15 novembre 2003 et eau décantée). La validité de chaque donnée est testée en fonction de la demande initiale en ozone et de la demi-vie. Une même donnée peut donc être conservée pour la modélisation de la demi-vie, mais rejetée pour la modélisation de la demande initiale en ozone.

Afin de vérifier la validité des données en fonction de la demande initiale en ozone, on vérifie que la demande initiale augmente proportionnellement en fonction de la dose d'ozone appliquée. Pour la demi-vie, on vérifie d'abord que cette dernière évolue de façon inversement proportionnelle à la température; ensuite, on vérifie que la demi-vie évolue proportionnellement avec la dose d'ozone appliquée. Si une donnée ne répond pas à un de ces critères, elle est rejetée et ne sera pas utilisée pour la modélisation.

4.3.4 *Caractérisation physico-chimique des eaux*

Les paramètres physico-chimiques de l'eau mentionnés à la section 4.2 seront acquis selon les méthodes décrites dans le *Standard Methods*.

4.3.4.1 Alcalinité (Méthode 2320 B)

L'alcalinité est mesurée en ajoutant 10 gouttes de bromocrésol vert (0,5 g bromocrésol / 500) à 100 ml d'échantillon. On titre ensuite avec du H_2SO_4 (0,02 N). L'alcalinité se calcule alors de la façon suivante :

$$Alcalinité \text{ (mg } CaCO_3 / L) = 10 \times \text{volume de } H_2SO_4 \text{ 0,2N (ml)} \quad (4.3)$$

4.3.4.2 pH (Méthode 4500- H^+ B)

Le pH est mesuré à l'aide d'un pHmètre fabriqué par Fisher Scientific (Accumet pH Meter 25). L'appareil est d'abord calibré à pH 4, 7 et 10. L'électrode est ensuite plongée dans l'échantillon et la mesure lue directement sur l'appareil.

4.3.4.3 Absorbance UV (Méthode 5910 B)

L'absorbance UV est mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre de type Milton Roy Spectronics 1001 Plus. L'échantillon est d'abord filtré sur un filtre Osmonics (en polysulfone, porosité de 0,45 micron) rincé 5 fois à l'eau Milli-Q et une fois avec l'échantillon à analyser. Les cellules utilisées pour la lecture ont un trajet optique de 1 cm; la longueur d'onde utilisée est 254 nm.

4.3.4.4 Turbidité (Méthode 2130 B)

La turbidité est mesurée avec un turbidimètre fabriqué par Hach (Ratio Turbidimeter). L'appareil est d'abord calibré à 0 UTN, 18 UTN et 180 UTN. L'échantillon est ensuite inséré dans l'appareil et la mesure lue directement.

4.3.4.5 Carbone Organique Total (Méthode 5310 C)

Les échantillons sont injectés directement dans un analyseur (Dohrmann DC 1870 de Rosemount). L'oxydation est effectuée par du persulfate de potassium avec catalyseur UV. Les concentrations, en mg C/L, sont mesurées par un détecteur infrarouge.

4.4 Application du principe biodosimétrique à l'usine Charles-DesBaillets

4.4.1 Détermination de la courbe de référence biodosimétrique

4.4.1.1 Choix du micro-organisme cible

Le choix du micro-organisme cible a fait l'objet de plusieurs essais qui sont recensés ici. Ces essais avaient pour but de dégager une méthode générale de mesure bactériologique,

applicable aux trois usines étudiées, ce qui aurait permis de comparer les résultats d'une usine à l'autre.

4.4.1.1.1 Les bactéries hétérotrophes aérobies (BHA)

Des essais d'inactivation de BHA ont été réalisés au laboratoire avec de l'eau échantillonnée à l'usine Charles-DesBaillets. Pour ces essais, le milieu de croissance utilisé était le R2A, et les échantillons étaient placés à l'incubateur à 35°C pendant 24 heures avant le décompte bactérien.

Des essais préliminaires furent réalisés afin de déterminer quelles dilutions produiraient des comptes bactériens significatifs. Il fut déterminé que les volumes à filtrer devaient être de 1 ml pour l'eau filtrée et de 100 à 750 ml pour l'eau ozonée, les volumes dépendant de la dose d'ozone (CT) dans ce dernier cas. Cette méthode fut cependant abandonnée à cause de la faible reproductivité des mesures de BHA, lesquelles induisaient une trop grande erreur sur l'évaluation du CT. La différence moyenne entre deux duplicata fut en effet de 100,25%.

4.4.1.1.2 Les comptes totaux viables (TVC)

Dans un deuxième temps, la technique du « Total Viable Count » fut essayée. Cette méthode est basée sur la détection de l'activité enzymatique estérase de la flore bactérienne. Cette activité enzymatique induit le clivage d'un substrat qui devient alors fluorescent. L'accumulation de la fluorescence à l'intérieur des cellules permet leur détection à l'aide d'un cytomètre de flux en phase solide (ChemScan).

Pour tester la méthode, des échantillons de 100 ml d'eau filtrée et ozonée furent collectés sur les cuves de l'usine Charles-desBaillets. Cette méthode fut abandonnée puisque, la moindre contamination étant détectée et difficilement évitable en usine, les

résultats n'étaient peu ou pas cohérents, tel que l'illustre la figure suivante, qui représente un cas typique de résultats de TVC.

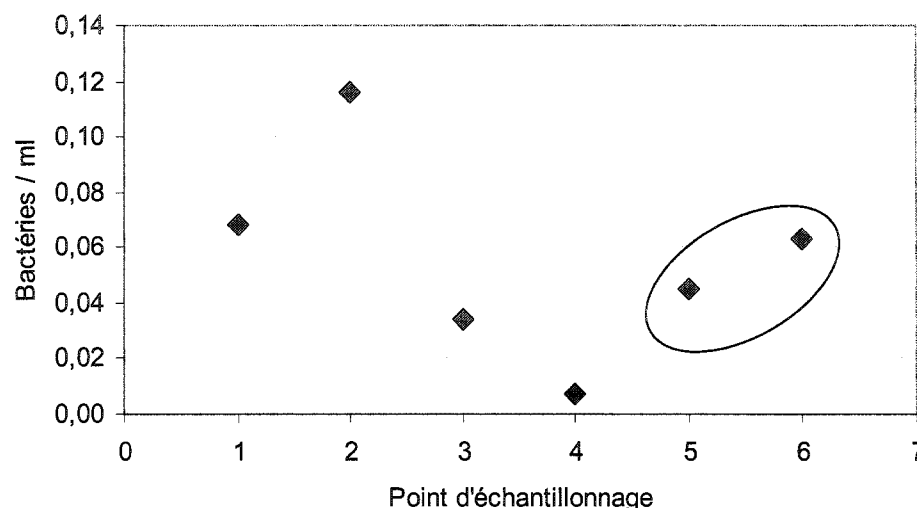


Figure 4.4 : Exemple de typique de contamination – Analyse TVC

4.4.1.1.3 Spores aérobies indigènes

Les spores aérobies constituent une famille de bactéries naturellement présentes dans les eaux de surface. Leur grande résistance à la désinfection et la précision de la méthodologie rendent leur utilisation attrayante. Cependant, elles sont présentes en faibles concentrations après l'étape de filtration en usine. Pour corriger ce problème, il a été tenté de les concentrer sur site par des techniques de filtration frontale.

Les premiers essais furent faits en usine, à l'aide d'un appareil filtrant sous pression de 293 mm de diamètre. Les filtres utilisés sont faits par Millipore et font partie de la catégorie des filtres Durapore de porosité 0,45 μm HV. Les filtres étaient d'abord autoclavés dans des réceptacles en aluminium (pans à pizza). En usine, les filtres étaient placés dans l'appareil filtrant à l'aide de quatre pinces flambées (deux manipulateurs nécessaires). À la fin de la filtration, les filtres étaient retirés de l'appareil avec quatre

pincettes flambées, et placés dans deux nouveaux réceptacles en aluminium préalablement autoclavés.

De retour au laboratoire, les filtres étaient passés au four à 75°C pendant 15 minutes. Ils étaient ensuite placés sur une gélose TSA. Le tout était alors placé au noir pour trois jours après lesquels les colonies de spores indigènes étaient comptées

Cette méthode a rapidement été abandonnée pour plusieurs raisons. D'abord, les contaminations en usine étaient nombreuses et difficiles à éviter en raison de la taille des filtres. De plus, les filtres étaient difficiles à assécher et il était fréquent que l'eau résiduelle sur les filtres s'écoule en entraînant avec elle les bactéries recueillies sur le filtre, provoquant ainsi le « lessivage » du filtre. Ensuite, les manipulations en laboratoire étaient aussi laborieuses; il était difficile de couler la gélose de façon uniforme dans les réceptacles en aluminium. Il était aussi compliqué de manipuler les filtres sans les déchirer. Les résultats étaient peu fiables et peu reproductifs.

La même procédure fut ensuite appliquée avec un appareil filtrant sous pression et des filtres de 15 cm de diamètre. Les filtres utilisés, manufacturés par Millipore, étaient cette fois de la catégorie MF, de porosité 0,45 µm HA. Les filtres étaient transportés dans des pétris autoclavés, qui étaient refermés à l'aide de paraffine. Le milieu de croissance utilisé était du TSB, auquel était ajouté du sel de tétrazolium (TTC) afin de colorer les colonies de spores et d'en faciliter le décompte.

Cette méthode a dû être abandonnée principalement à cause des difficultés de manipulations. Les contaminations furent fréquentes et, comme il était difficile de bien assécher les filtres, les lavages étaient fréquents.

4.4.1.1.4 Méthode retenue

Finalement, il a été décidé d'utiliser les spores aérobies sans aucune étape de concentration sur site. Cette contrainte limite l'application de la biodosimétrie au cas de l'usine Charles-DesBaillets pour laquelle les concentrations de spores sont suffisamment élevées pour permettre leur utilisation à des fins biodosimétriques.

Les filtrations sont effectuées sur une rampe de filtration, à l'aide de bases et de cônes autoclavés. Ces derniers ne sont utilisés que pour filtrer le même type d'eau. Les filtres utilisés sont conçus par Millipore et ont une porosité de 0,45 μm . Le milieu de culture consiste en du TSB auquel est ajouté du TTC servant à colorer en rouge les colonies, facilitant ainsi leur décompte. Pour tous les types d'eau, 1 litre d'échantillon a été filtré. Après les filtrations, les échantillons sont pasteurisés au bain-marie à 75°C pendant 15 minutes. Ils sont ensuite placés à l'incubateur, à 35°C, pendant 24 heures. Dans certains cas, les échantillons furent placés au noir, à température pièce, pendant 3 jours. Après les temps d'incubation, les colonies sont comptées

4.4.1.2 Montage pilote pour la détermination de la courbe de référence biodosimétrique

La courbe de référence biodosimétrique n'est obtenue qu'à l'usine Charles-DesBaillets. Les essais consistent en l'ozonation, à des doses progressivement croissantes, des eaux filtrées sur un montage pilote. À chaque essai, seul le débit d'air ozoné est varié entre 400 et 1 600 mL / min. Deux courbes de référence biodosimétriques ont été produites lors de deux journées d'échantillonnage distinctes, soit une première le 2 septembre 2003 et une seconde le 26 août 2004.

Pour chaque essai, les paramètres suivants sont notés: débit d'eau, débit d'air ozoné, débit d'eau dans le contacteur, pression d'air ozoné, pression d'eau et concentration d'ozone dans l'air. À chaque essai, des mesures d'ozone résiduel sont réalisées à l'aide de la méthode de prélèvement décrite à la section 3.3 (volume d'indigo 1%: 15 ml; volume d'échantillon prélevé: 5 ml) et des échantillons d'eau sont prélevés sur le contacteur afin de mesurer les log d'inactivation. Les sections suivantes décrivent les paramètres mesurés sur le pilote ainsi que leur utilité dans la présente étude.

4.4.1.2.1 Montage expérimental

Le pilote-contacteur est décrit à la figure 4.5. L'alimentation en eau ($Q = 10$ Lpm) et l'alimentation en air ozoné ($0 - 2$ Lpm) sont contrôlées par un rotamètre et un manomètre respectif à chaque alimentation. Une prise d'échantillonnage se trouve sur l'alimentation en air ozoné, afin de pouvoir vérifier la production en air ozoné de l'usine. La ligne d'eau et la ligne d'air ozoné se rejoignent avant l'entrée du mélangeur statique, qui met en contact l'eau et l'ozone.

L'eau ozonée est ensuite dirigée vers une colonne de dégazage (hauteur : 2,5 m, diamètre : 2 pouces, t : 20 secondes) ayant trois sorties, soit une vers l'égout, une vers le destructeur et une vers le contacteur. La sortie vers le destructeur peut être transformée afin de mesurer la perte en ozone. La sortie vers le contacteur est munie d'un rotamètre, afin de contrôler la quantité d'eau qui y est dirigée.

Le contacteur ($t = 10$ min pour $Q = 5$ Lpm) est un ensemble de 11 tuyaux de PVC de 2 pouces de diamètre et longs de 2,3 m. Chaque tuyau est muni d'une prise d'échantillonnage (voir figure 4.5) permettant d'échantillonner l'ozone résiduel et les spores.

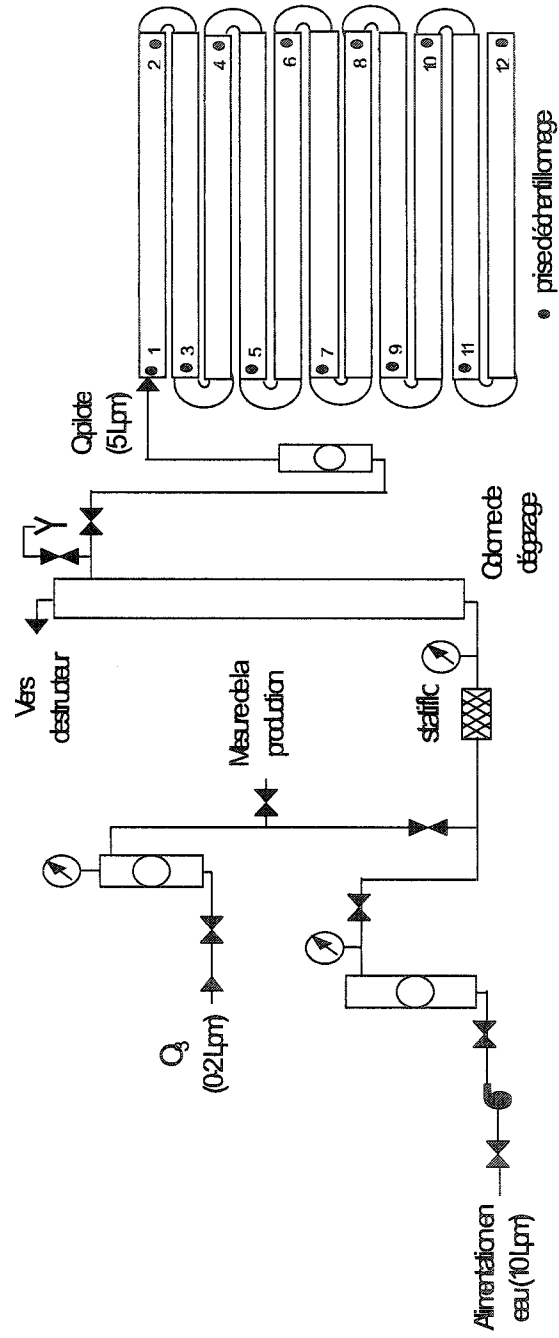


Figure 4.5 : Pilote-contacteur

4.4.1.2.2 Calcul de la dose d'ozone transférée

La dose d'ozone transférée (DT) est la dose d'ozone effectivement transférée à l'eau par le pilote-contacteur. Cette dose se calcule de la façon suivante :

$$DT \text{ (mg / L)} = DP - \text{Pertes à l'évent} \quad (4.4)$$

Afin d'obtenir la dose transférée, il faut donc connaître la dose d'ozone produite (DP) ainsi que les pertes à l'évent. La dose d'ozone produite (DP) s'obtient de la manière suivante :

$$DP \text{ (mg / L)} = \frac{Q_{air}}{Q_{eau}} \times 12,8 \times \text{Concentration d'ozone dans l'air} \quad (4.5)$$

Les pertes à l'évent (voir le schéma du pilote-contacteur pour positionner l'évent) s'obtiennent quant à elles en suivant la méthode 2350 E du Standard Methods.

4.4.1.2.3 Calcul du CT effectif sur le pilote

Les CT effectifs sur le pilote s'obtiennent à l'aide des concentrations en ozone résiduel mesurées en des points précis sur le pilote. Les concentrations sont exprimées, sur un graphique, en fonction de leur temps de contact. Ensuite, une fonction de régression de type exponentielle est passée entre les données; les paramètres de cette courbe fournissent les données nécessaires au calcul des CT effectifs: la constante de décroissance k ainsi que la concentration initiale en ozone, C_0 .

Les CT effectifs sont calculés de la façon suivante :

$$CT_{\text{effectif}} = C_0/k \times (e^{-kt} + 1) \quad (4.6)$$

4.4.1.2.4 Obtention des log d'inactivation sur le pilote

Lorsque les résultats des filtrations sont obtenus, les log d'inactivation sont obtenus de la façon suivante :

$$\text{Log d'inactivation} = -\log\left(\frac{UFC_{\text{eau ozonée}}}{UFC_{\text{eau filtrée}}}\right) \quad (4.7)$$

4.4.1.2.5 Obtention de la courbe de référence biodosimétrique

La courbe de référence biodosimétrique est obtenue en exprimant, sur un graphique, les log d'inactivation en fonction des CT effectifs.

4.4.1.2.6 Plan expérimental proposé : Résumé

Le tableau 4.3 présente un résumé du plan expérimental proposé afin d'obtenir la courbe de référence biodosimétrique.

**Tableau 4.3 : Plan expérimental pour l'obtention de la courbe de référence
biodosimétrique**

Essai	Qair (Lpm)	Paramètres notés	Paramètres mesurés ou calculés	Prélèvements
1	0,4	<u>Pour tous les essais:</u>	<u>Pour tous les essais:</u>	<u>Pour tous les essais:</u>
2	0,8	Qeau Qair ozoné	Production de l'usine	Ozone résiduel
3	1,2	Qcontacteur Pair ozoné	Production mesurée Perte à l'évent	Prélèvements d'eau filtrée et ozonée (sur
4	1,6	Peau	Taux de transfert Dose d'ozone appliquée	le pilote-contacteur)

4.4.2 *Variation des conditions d'opération sur les cuves d'ozonation à l'échelle réelle*

4.4.2.1 **Plan expérimental**

Quatre conditions différentes sont étudiées sur les cuves d'ozonation de l'usine Charles-DesBaillets. Pour chaque essai, l'ozone résiduel est mesuré dans les deux cellules de la cuve d'ozonation #5 et des échantillons d'eau filtrée et d'eau ozonée sont collectés. La figure 4.6 présente l'emplacement des prises d'échantillonnage de l'ozone résiduel dans la cuve #5.

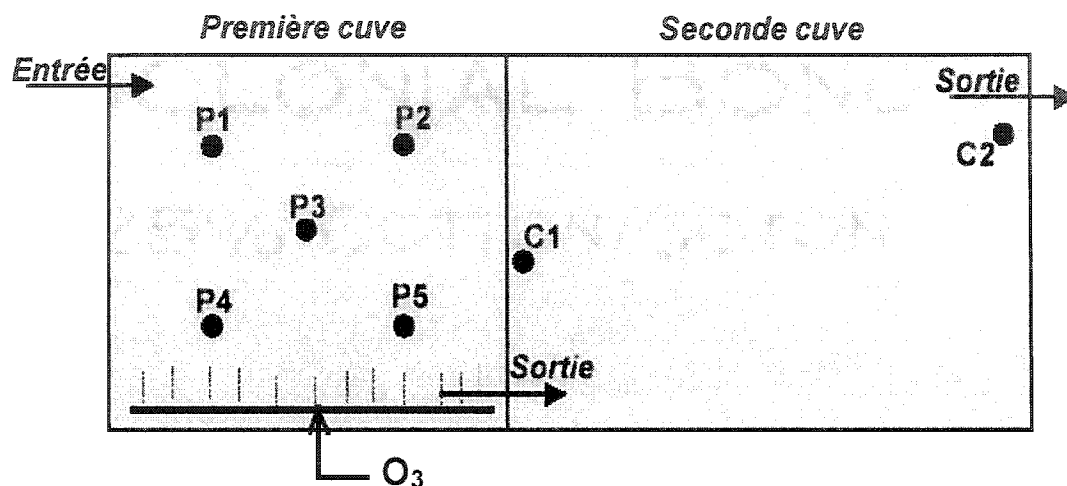


Figure 4.6 : Emplacement des prises d'échantillonnage de l'ozone résiduel sur la cuve d'ozonation #5

Le tableau 4.4 présente les conditions d'opération qui sont testées ainsi que les échantillons amassés à chaque essai.

Tableau 4.4 : Conditions d'opération testées pour l'obtention de la courbe de référence biodosimétrique

Essai	Débit de l'usine	Dose d'ozone appliquée	Paramètres mesurés	Échantillons collectés
1	2 pompes: 13,8 m ³ /s	0,8 mg/L	<u>Pour tous les</u>	<u>Pour tous les</u>
2	2 pompes: 13,8 m ³ /s	1,2 mg/L	<u>essais: Ozone</u>	<u>essais:</u>
3	3 pompes: 20,5 m ³ /s	0,8 mg/L	résiduel dans la	2L d'eau filtrée
4	3 pompes: 20,5 m ³ /s	1,2 mg/L	cuve #5 (entrée, milieu et sortie)	4 L d'eau ozonée (sortie cuve 5)

4.4.2.2 Obtention des log d'inactivation

Les log d'inactivation sont obtenus par la technique de filtration décrite à la section 4.1.1.4. Les données sont analysées selon la méthode présentée à la section 4.1.2.4.

4.4.2.3 Obtention des CT

4.4.2.3.1 Méthode réglementaire

Les CT obtenus selon la méthode réglementaire se calculent de la façon suivante :

$$CT_{reg} = [C_R/2 \times T_1 + C_R \times T_2] \times T_{10}/T \quad (4.8)$$

Où : C_R correspond au résiduel d'ozone à la sortie de la cuve (mg/L);

T_1 et T_2 correspondent respectivement au temps de contact dans les cellules 1 et 2 (min);

T_{10}/T correspond à l'efficacité hydraulique de la cuve.

Pour cette étude, seul le résiduel d'ozone à la sortie de la cuve a été utilisé, bien que des mesures de résiduel aient été prises dans les deux cellules. Ce calcul correspond à l'installation d'un analyseur d'ozone résiduel uniquement à la sortie de la cuve et est donc conservateur.

Pour être plus précis, il faudrait utiliser, dans le premier terme de l'équation ($C_R / 2 \times T_1$), le résiduel d'ozone à la sortie de la première cellule, et le résiduel à la sortie de la deuxième cellule dans le deuxième terme de l'équation. Ce calcul, plus proche de la réalité, correspond à l'installation d'un analyseur d'ozone résiduel à la sortie de chacune des cellules.

4.4.2.3.2 Méthode alternative

Une méthode alternative au calcul des CT, plus précise que le calcul réglementaire, propose de calculer l'aire sous la courbe pour la deuxième partie de l'équation réglementaire plutôt que de multiplier le résiduel d'ozone par le temps de contact.

L'équation suivante explique le calcul du CT par la méthode alternative :

$$CT_{alt} = \left(C_r \times T_1 + \int C(t) dt \right) \times T_{10} / T \quad (4.9)$$

Où : C_R correspond à la concentration en ozone résiduel à la sortie de la cuve (mg/L);

T_1 correspond au temps de contact dans la première cellule de la cuve (min);

$C(t)$ correspond à la fonction décrivant la décroissance de l'ozone dans le temps;

T_{10}/T correspond à l'efficacité hydraulique de la cuve.

Cette méthode de calcul correspond aussi à l'installation d'un analyseur d'ozone résiduel uniquement à la sortie de la cuve, mais devrait être moins conservatrice que la méthode réglementaire, puisque le CT de la seconde cuve est calculé en faisant l'aire sous la courbe de décroissance plutôt qu'en multipliant simplement la concentration d'ozone résiduel par le temps de contact.

4.4.2.3.3 Méthode IDDF

Les CT calculés par la méthode IDDF sont obtenus en utilisant les modèles de calcul développés par El-Baz en 2002. Ces modèles utilisent la concentration en ozone résiduel à la sortie de la cuve afin de calculer les CT, correspondant ainsi à l'installation d'un seul analyseur d'ozone résiduel à la sortie de la cuve.

4.4.2.3.4 Méthode biodosimétrique

Les CT biodosimétriques sont obtenus en utilisant les log d'inactivation mesurés sur les cuves d'ozonation. La courbe de référence biodosimétrique exprimant les log d'inactivation en fonction des CT effectifs, il suffit de lire sur la courbe les CT correspondant aux log d'inactivation mesurés.

Chapitre 5 : Étude de la décroissance de l'ozone : Résultats

Cette section illustre d'abord les décroissances de l'ozone observées dans les eaux étudiées. Les effets typiques de la température et de la dose d'ozone appliquée sur la demande instantanée en ozone et sur le taux de décroissance sont ensuite étudiés de façon qualitative. Enfin, la demande instantanée en ozone et la constante cinétique sont modélisées d'après les effets et les tendances observés.

5.1 Courbes typiques de décroissance

Une courbe typique de décroissance de l'ozone est présentée à la figure suivante. En accord avec la littérature scientifique (Kim et al., 2002 ; Cho et al., 2002 ; Marinas et al., 1993 ; Wu et Masten, 2001; Siddiqui et al., 1997), les courbes de décroissance obéissent à une loi du premier ordre (c'est-à-dire à une décroissance exponentielle) dont l'équation, obtenue par régression, fournit les paramètres C_0 (concentration initiale en ozone, mg/L) et la constante k (constante cinétique). Les détails de tous les paramètres de décroissance étudiés (C_0 et k) se trouvent à l'annexe A.

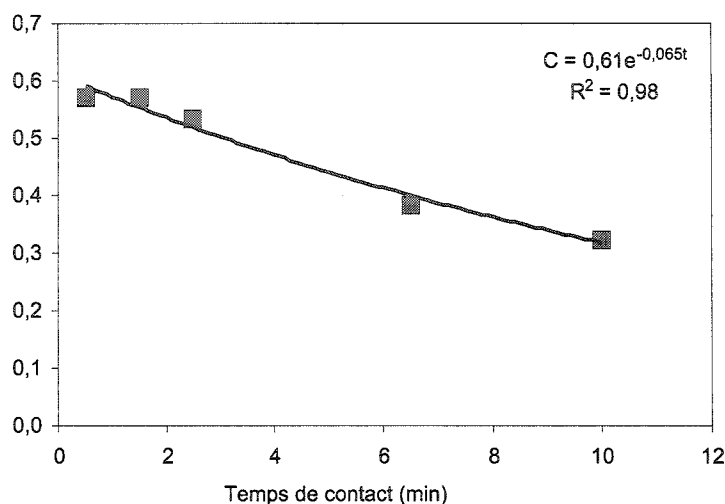


Figure 5.1 : Courbe typique de décroissance de l’ozone (Eau filtrée de Repentigny, 1,51 mg/L d’ozone appliqué à 6 °C)

La figure 5.2 présente un effet typique de la dose d’ozone appliquée (DA). L’augmentation de la dose d’ozone appliquée fait typiquement augmenter les concentrations en ozone résiduel pour des temps de contact identiques.

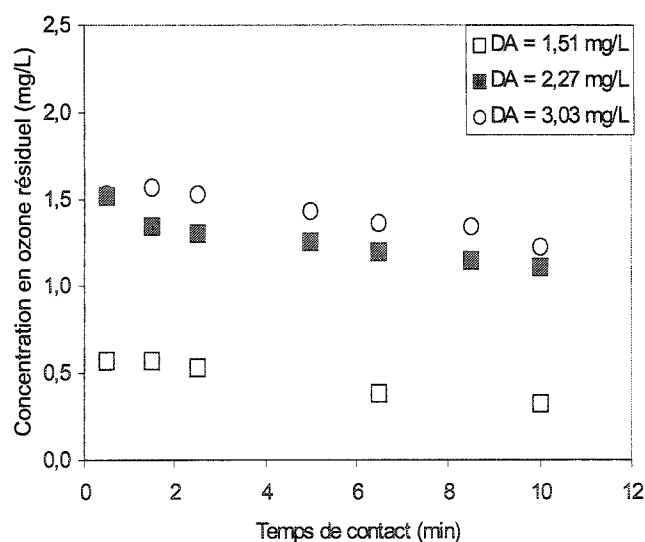


Figure 5.2 : Effet typique de l’augmentation de la dose d’ozone appliquée (Eau filtrée de Repentigny à 6 °C)

Enfin, l'effet de la température sur la décroissance est exprimé à la figure suivante. Tel que prévu, la cinétique de décroissance est plus rapide à température élevée.

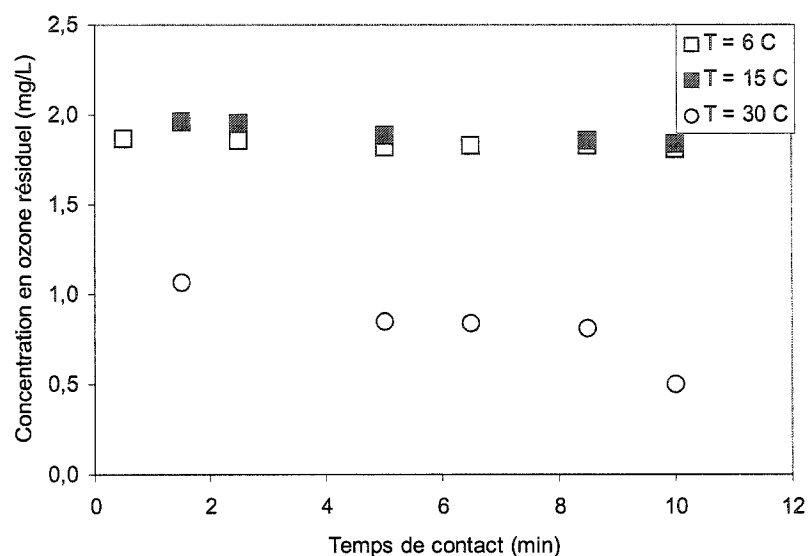


Figure 5.3 : Effet typique de la température sur la décroissance de l’ozone (Eau décantée de Repentigny, 3,00 mg/L d’ozone appliqué)

5.2 Évaluation de l'erreur expérimentale

L'erreur expérimentale sur l'évaluation de la concentration initiale en ozone, C_0 , et du taux de décroissance, k , a été déterminée en mesurant à cinq reprises la décroissance de l'ozone pour deux doses d'ozone différentes soit 2,5 mg/L et 1,0 mg/L. Les résultats obtenus sont présentés à la figure 5.4. Dans tous les cas, les essais ont été réalisés sur l'eau brute du fleuve St-Laurent à faible température (6 °C).

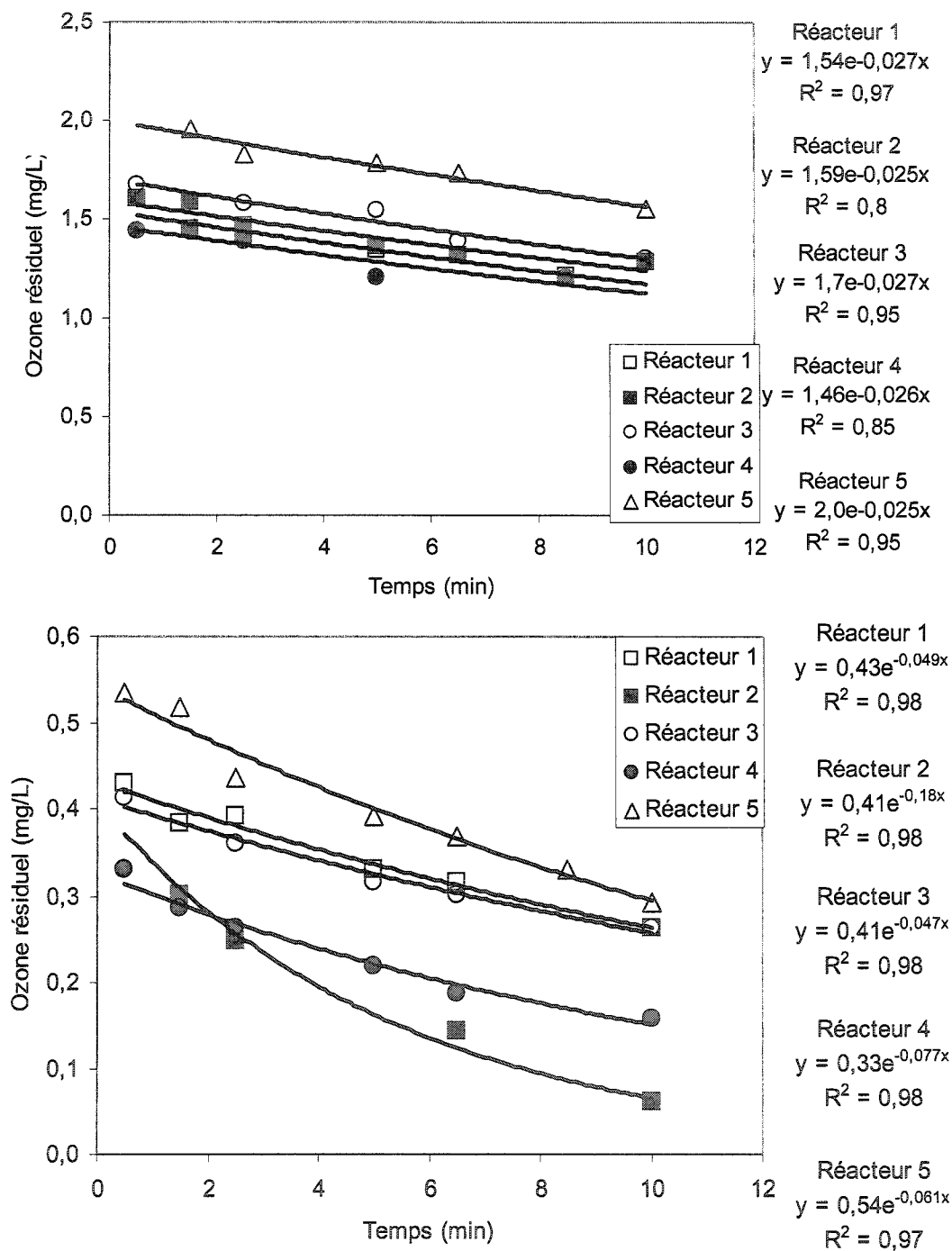


Figure 5.4: Résultats des essais de détermination de l'erreur expérimentale pour 2,5 mg/L (haut) et 1,0 mg/L (bas) d'ozone appliqué

Les paramètres de décroissance tirés de ces courbes sont présentées au tableau 5.1.

Tableau 5.1 : Évaluation de l'erreur expérimentale

Dmax = 2,5 mg/L			Dmin = 1,0 mg/L		
C ₀ (mg/L)	Moyenne	Coefficient de variation (%)	C ₀ (mg/L)	Moyenne	Coefficient de variation (%)
1,54	1,66 ± 0,21	13	0,43	0,4231 ± 0,078	18
1,59			0,41		
1,70			0,41		
1,46			0,33		
2,00			0,54		
k (min ⁻¹)	Moyenne	Coefficient de variation (%)	k (min ⁻¹)	Moyenne	Coefficient de variation (%)
0,027	0,026 ± 0,0011	4,0	0,049	0,0584 ± 0,014	23
0,025			0,18*		
0,027			0,047		
0,026			0,077		
0,025			0,061		

* Donnée aberrante, non conservée dans l'analyse

Autant pour la concentration initiale en ozone (C_0) que pour la constante de décroissance (k), les coefficients de variation sont plus faibles à forte dose appliquée d'ozone. La figure 5.4 montre que la décroissance de l'ozone du deuxième essai est anormalement rapide, ce qui suggère que cet essai n'est pas caractéristique; il a donc été rejeté. Cet essai démontre tout de même la variabilité inhérente aux essais.

Afin de déterminer les erreurs expérimentales sur la concentration initiale en ozone et sur la constante de décroissance, la moyenne des coefficients de variation est calculée. Pour C_0 , l'erreur expérimentale s'établit à 16%, tandis que, pour k , l'erreur expérimentale est de 14%. La variabilité des paramètres est donc semblable.

5.3 Évaluation de l'importance du dégazage

L'influence du dégazage a été évaluée en appliquant une dose connue d'ozone à de l'eau Milli-Q (donc sans demande en ozone) tamponnée à pH 2 et en mesurant le plus rapidement possible la concentration initiale en ozone résiduel (mesures prises à 15, 30 et 45 secondes). Pour chaque dose d'ozone appliquée, les essais ont été réalisés en duplicata. Cinq doses d'ozone croissantes ont été appliquées, soit 1,0 mg/L, 1,5 mg/L, 2,0 mg/L, 2,5 mg/L et 3,0 mg/L. Les résultats obtenus, accompagnés de leurs intervalles de confiance à 95%, sont montrés à la figure suivante.

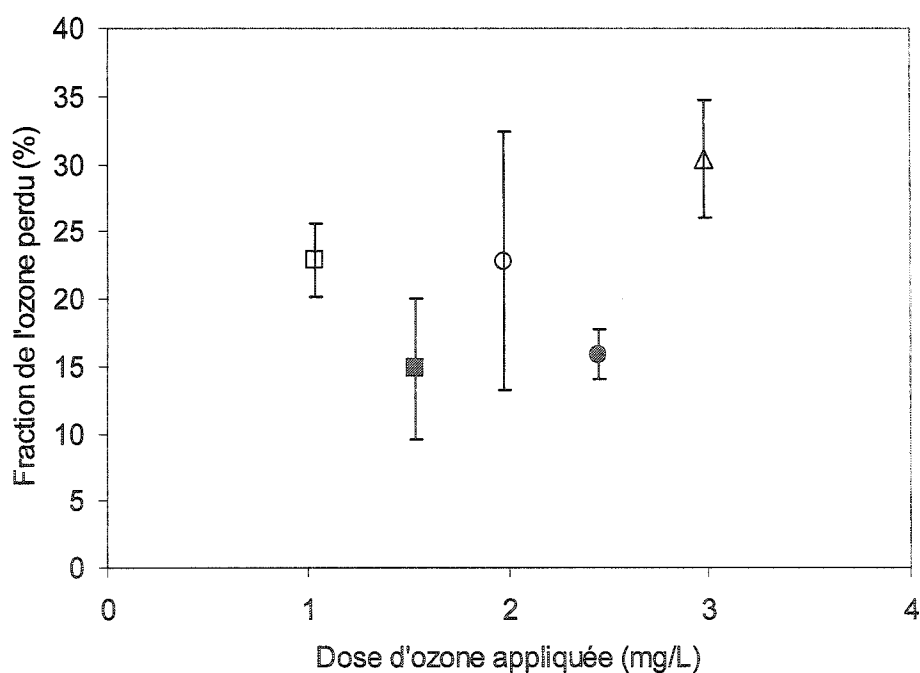


Figure 5.5 : Évaluation du dégazage

Le dégazage est évalué en calculant la fraction de l’ozone qui n’est pas mesuré en solution après l’injection :

$$\text{Fraction de l'ozone perdu} = 1 - \frac{C_0}{\text{Dose}} \quad (5.1)$$

Les valeurs de dégazage obtenues montrent une variabilité qui semble ne pas être influencée par la dose d’ozone appliquée. La plus grande variabilité observée correspond au troisième essai, pour une dose d’ozone appliquée moyenne (2,0 mg/L). Pour l’ensemble des essais, les valeurs de dégazage mesurées ne sont pas statistiquement différentes les unes des autres ($p < 0,05$). La valeur moyenne de toutes les valeurs de dégazage est de 21,3%.

5.4 Analyse exploratoire des variables influençant la demande en ozone

L’analyse exploratoire vise à examiner qualitativement les relations entre les différentes variables sans les quantifier. Elle fournit des pistes qui seront utilisées lors de la modélisation. Les données analysées ont été recueillies à partir des essais de demande en ozone pour les eaux de Repentigny, de Rosemère et de Montréal (usine Charles-DesBaillets).

À Repentigny, les essais de décroissance de l’ozone ont été réalisés entre les mois de septembre 2003 et de juillet 2004 sur les eaux décantées (5 échantillonnages) et filtrées (9 échantillonnages) de l’usine de Repentigny. À Rosemère, les essais se sont étendus de janvier 2004 à juillet 2004 et ont visé les mêmes types d’eaux qu’à Repentigny (5 échantillonnages pour chaque type d’eau). Pour ces deux usines, trois doses différentes ont été étudiées : 1,50 mg/L, 2,25 mg/L et 3,00 mg/L. Des doses d’ozone appliquées supplémentaires ont parfois été étudiées sur l’eau filtrée de Repentigny.

À Montréal (usine Charles-DesBaillets), les essais ont été réalisés de septembre 2003 à juillet 2004. Des doses d'ozone variant entre 1,00 mg/L et 2,50 mg/L ont été étudiées sur les eaux brutes (5 échantillonnages) et filtrées (7 échantillonnages). Pour chaque type d'eau et pour les trois doses d'ozone appliquées, trois températures ont été testées : moins de 5 °C, environ 15 °C et environ 25 °C.

5.4.1 Étude des variations journalières de la demande instantanée en ozone et de la constante de décroissance

La figure suivante présente un résumé des variations journalières de la demande immédiate en ozone et de la constante de décroissance. Sur les figures, les valeurs maximales et minimales sont montrées, ainsi que les 25^e, 50^e et 75^e centiles.

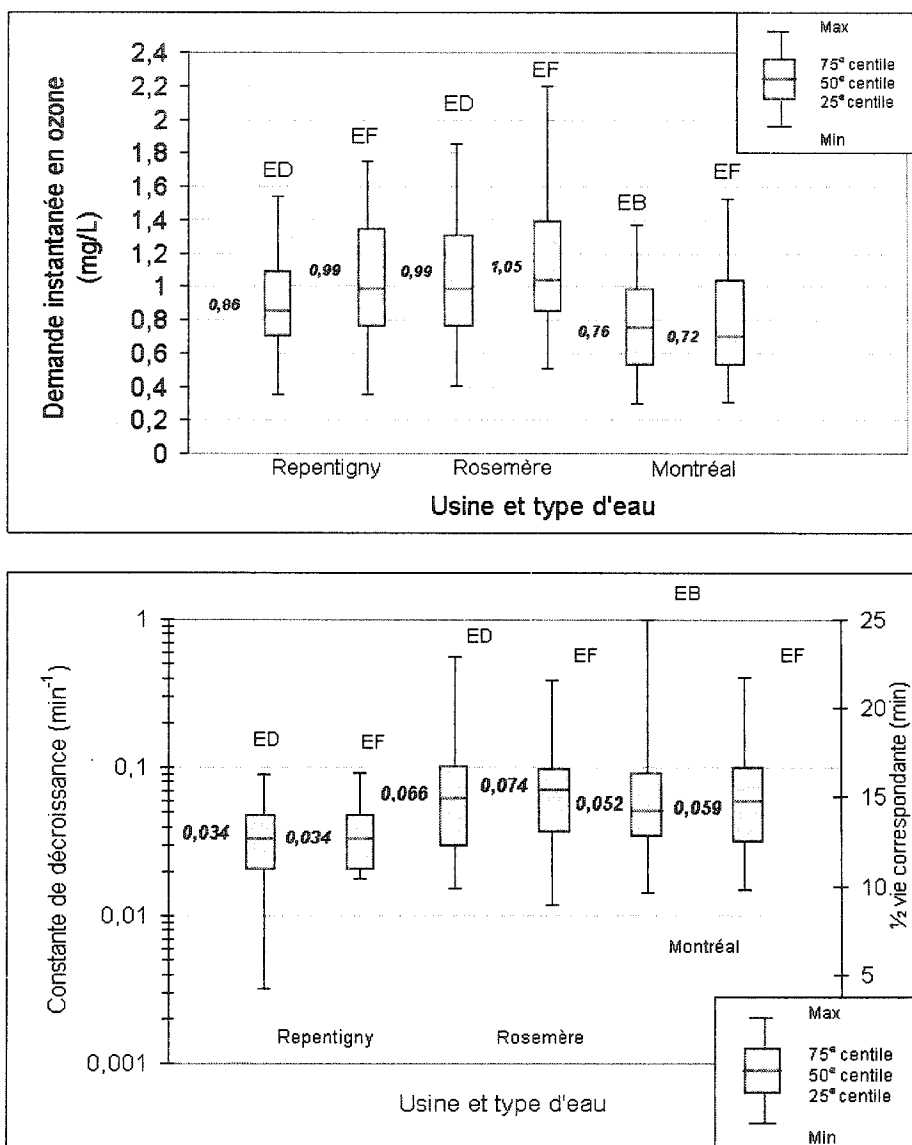


Figure 5.6 : Variations journalières de D_0 (haut) et de k (bas)

Les extremums de la demande immédiate en ozone sont semblables pour tous les types d'eau, sauf pour l'eau filtrée de Rosemère. Les usines de Repentigny et de Rosemère

montrent une demande immédiate en ozone moyenne plus élevée pour l'eau filtrée que pour l'eau décantée. L'eau décantée aurait dû à priori montrer une demande plus élevée, cette eau étant moins traitée que l'eau filtrée. Afin de vérifier si le type d'eau induit une différence statistiquement significative entre les demandes, des tests de Student ont été effectués. Pour ces tests, les demandes ont été regroupées par usine, type d'eau, dose d'ozone appliquée et température.

Dans tous les cas, la différence observée entre les demandes instantanées n'est pas significative ($p > 0,35$). La demande en ozone n'est donc pas en moyenne significativement différente pour les six types d'eau étudiés.

Pour les constantes de décroissance k , les extremums les plus importants ont été observés pour l'eau brute de Montréal. Pour cette eau, les taux de décroissance les plus importants ont d'ailleurs été observés en avril 2004, soit durant le renversement du printemps. Pour les autres eaux, le renversement se fait aussi sentir, mais de façon moins marquée que pour l'eau brute de Montréal.

L'étude des variations journalières a été faite sans égard pour la dose d'ozone appliquée et la température. Les sections qui suivent examinent plus en détail l'influence de ces deux paramètres sur la demande instantanée et la constante de décroissance.

5.4.2 Étude de l'influence de la dose d'ozone appliquée sur la demande instantanée en ozone et sur la constante de décroissance

La dose d'ozone appliquée (DA) a une influence importante sur la constante de décroissance de l'ozone ainsi que sur la demande initiale en ozone. Afin d'étudier l'impact de la dose d'ozone appliquée sur ces paramètres, les doses appliquées ont été regroupées par classes, indépendamment de la température. Le comportement de la

demande initiale en ozone ainsi que celui de la constante de décroissance par rapport à la dose appliquée a ensuite été examiné. Les températures moyennes de chaque classe étant toutes semblables, la température n'entraînera donc pas un biais dans l'analyse.

Les figures suivantes présentent l'influence de la dose d'ozone appliquée sur la demande initiale en ozone et sur la constante de décroissance pour les trois usines étudiées. Sur les figures, les valeurs maximales et minimales observées pour chaque groupe sont montrées afin d'examiner la variabilité des données.

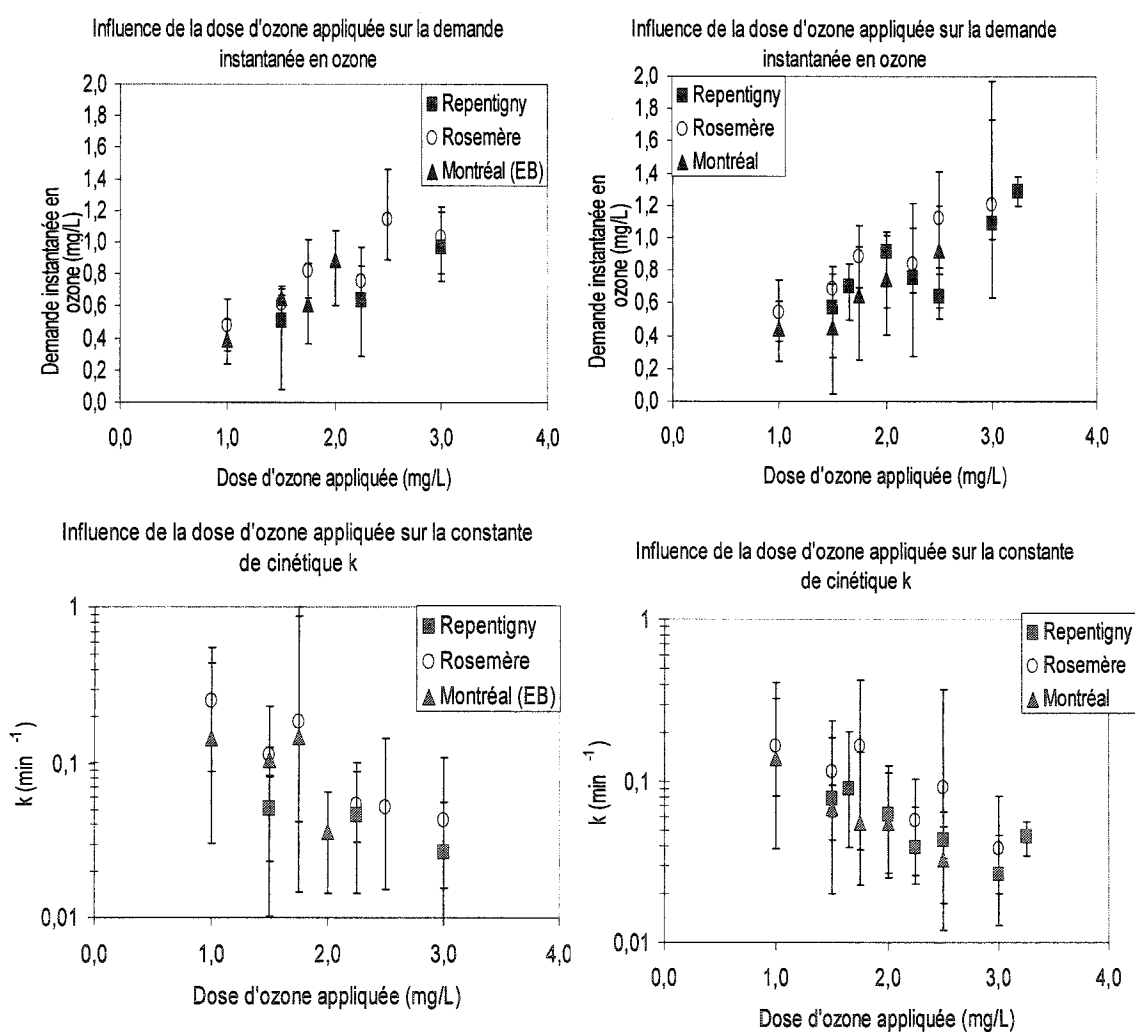


Figure 5.7 : Influence de DA sur D_0 et k pour l'eau décantée (gauche) et pour l'eau filtrée (droite), toutes températures confondues

5.4.2.1 Observations sur la demande instantanée en ozone

La figure 5.7 révèle d'abord la relation importante existant entre la dose d'ozone appliquée et la demande instantanée en ozone : la demande varie de façon directement proportionnelle à la dose appliquée. La relation entre les paramètres semble être linéaire. Ensuite, il est évident que, lorsque la dose d'ozone appliquée est nulle, la demande immédiate l'est également. Ces observations s'appliquent à tous les types d'eau étudiés.

L'ajout des valeurs maximales et minimales pour chaque groupe permet de juger de la variabilité des données. Pour la majorité d'entre elles, la variabilité est faible et peut être attribuée à l'erreur expérimentale sur C_0 . Toutefois, pour certaines valeurs, la variabilité est plus élevée et ne peut être expliquée que par l'erreur expérimentale. Il est probable que les variations saisonnières de la qualité de l'eau expliquent la plus grande amplitude dans la gamme des valeurs observées.

Pour l'eau filtrée, les résultats obtenus sont très semblables pour les trois usines. Pour l'eau décantée, la demande instantanée mesurée à Repentigny est systématiquement plus faible que pour les autres usines, ce qui peut être expliqué par la chaîne de traitement de l'usine, plus complexe qu'aux autres usines étudiées, laquelle inclut une pré-ozonation et une inter-bioxydation.

5.4.2.2 Observations sur la constante cinétique

Comme pour la demande instantanée en ozone, la constante cinétique k est affectée par la dose d'ozone appliquée. La constante varie de façon inversement proportionnelle à la

dose appliquée et la relation entre ces deux paramètres semblent être linéaire sur une échelle logarithmique.

Comme pour la demande instantanée, la variabilité des données, lorsqu'elle est faible, s'explique probablement par l'erreur expérimentale sur la constante alors que, lorsqu'elle est plus élevée, elle est probablement imputable aux variations saisonnières de la qualité de l'eau. Peu de différences sont observées entre les trois usines en ce qui a trait à la variabilité des paramètres de décroissance.

5.4.3 Influence de la température sur la demande instantanée en ozone et sur la constante cinétique

L'influence de la température a été analysée sur les mêmes données étudiées à la section 4.1. Pour cette analyse, les données ont été classées en groupe de températures indépendamment de la dose d'ozone appliquée. La température devrait influencer la constante cinétique, les cinétiques obéissant très généralement à la loi d'Arrhénius (Doré, 1989). Cependant, la relation entre la température et la demande immédiate en ozone n'est pas connue à ce jour selon nos recherches dans la littérature scientifique.

Afin de s'assurer que la dose d'ozone appliquée ne crée pas un biais dans l'analyse, les doses moyennes ont été calculées pour chaque groupe de température. Pour une même usine, les doses appliquées moyennes sont très semblables. La différence entre Repentigny et Rosemère est peu importante, puisque le même plan expérimental a été appliqué aux deux usines. Repentigny et Rosemère pourront donc être comparées. Par contre, le plan expérimental appliqué à Montréal était différent de celui appliqué aux autres usines, ce qui implique une plus grande différence entre les doses appliquées moyennes. Montréal ne sera donc pas comparée aux autres usines dans le cadre de cette phase du projet.

La figure suivante montre l'influence de la température sur la demande instantanée en ozone et sur la constante cinétique pour toutes les eaux étudiées. Les valeurs maximales et minimales ont été ajoutées sur les graphiques, afin de pouvoir juger de la variabilité des données.

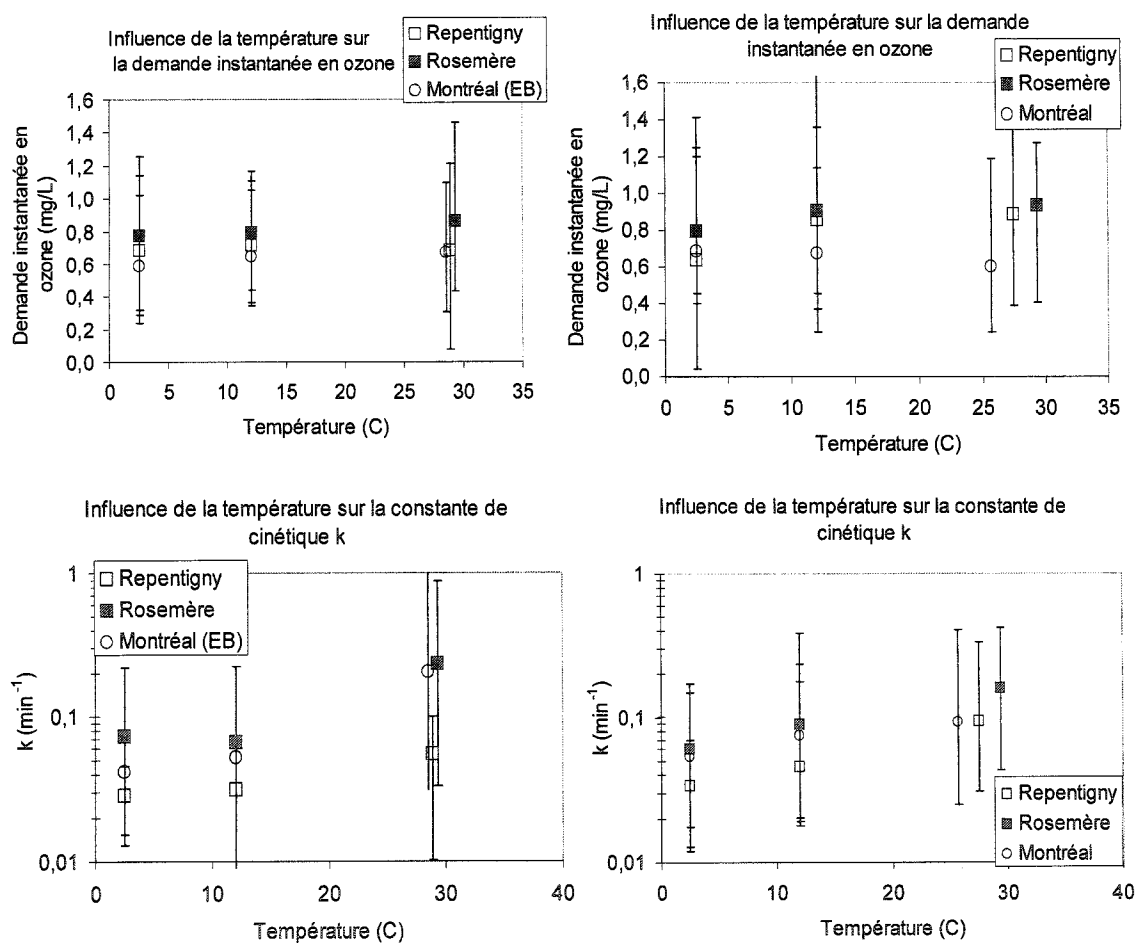


Figure 5.8 : Influence de T sur D_0 et k pour l'eau décantée (gauche) et filtrée (droite)

5.4.3.1 Observations sur la demande instantanée en ozone

La température ne semble pas affecter la demande instantanée en ozone (figure 5.8). La demande immédiate ne varie pas du tout avec la température. Il y a peu de différences entre les trois usines, même pour Montréal dont les doses appliquées moyennes sont inférieures à celles de Repentigny et de Rosemère. La variabilité des données s'explique par la plage de doses appliquées, ces dernières, tel que vue à la section 4.2.1, ayant une influence certaine sur la demande instantanée en ozone.

5.4.3.2 Observations sur la constante cinétique

Afin d'analyser l'influence de la température sur k , la constante cinétique a été exprimée sur une échelle logarithmique plutôt que linéaire. La tendance de la constante cinétique à augmenter proportionnellement à la température est apparente, et démontre qu'elle suit une loi d'Arrhénius, tel que prédit par la théorie.

5.5 Modélisation de la décroissance de l'ozone

Deux paramètres ont été modélisés : la demande instantanée en ozone $D0$ et la constante de décroissance k . Ces modèles sont ensuite regroupés afin de prédire la décroissance selon le modèle $C = C_0 e^{-kt} = (DA - D0)e^{-kt}$. Cette section décrit les modèles prédictifs développés.

5.5.1 Modélisation de la demande instantanée en ozone

5.5.1.1 Développement des modèles

Les résultats de l'analyse exploratoire ont été utilisés afin de modéliser la demande instantanée en ozone. Selon cette analyse, la demande immédiate est directement proportionnelle à la dose d'ozone appliquée, alors que la température n'a pas d'effet sur la demande. En lien avec cette observation, il a été décidé que la demande en ozone ne serait modélisée qu'en fonction de la dose d'ozone appliquée et que deux types de régressions seraient testés : la régression linéaire avec ordonnée à l'origine non nulle (équation 5.2), et la régression linéaire avec une ordonnée à l'origine posée égale à zéro (équation 5.3). Les équations suivantes décrivent les modèles testés.

$$D0 = \beta_0 + \beta_1 \times DA \quad (5.2)$$

$$D0 = \beta_1 \times DA \quad (5.3)$$

Où β_0 et β_1 sont des paramètres de régression. La même procédure de modélisation a été suivie pour les trois usines : le logiciel Statistica (Statsoft, USA) a été utilisé, ce qui a permis de tester diverses régressions et d'en dégager la meilleure.

La modélisation s'est effectuée en deux étapes : la demande immédiate a d'abord été modélisée par jour d'échantillonnage; ensuite, un modèle global, incluant toutes les journées d'échantillonnage, a été développé pour chaque type d'eau.

Le tableau suivant résume les modèles journaliers et globaux développés pour chaque type d'eau. Les détails des modèles sont présentés à l'annexe B.

Tableau 5.2 : Modélisation de la demande instantanée en ozone

Modélisation	Type d'eau	β_1 (Fraction de la dose consommée immédiatement)	Coefficient de variation (%)	$R^2_{\text{ajusté}}$ (%)
Journalière	Repentigny – ED	0,31 – 0,49	4,4 – 13,2	43 – 82
	Repentigny – EF	0,34 – 0,58	4,6 – 31,2	25 – 87
	Rosemère – ED	0,45 – 0,65	3,2 – 10,5	90 – 93
	Rosemère – EF	0,49 – 0,61	4,6 – 9,8	47 – 78
	Montréal – EB	0,39 – 0,57	4,8 – 11,4	34 – 86
	Montréal - EF	0,26 – 0,63	3,5 – 13,2	21 – 94
Globale	Repentigny – ED	0,38	4,5	48
	Repentigny – EF	0,46	3,8	40
	Rosemère - ED	0,51	3,3	52
	Rosemère – EF	0,55	3,4	56
	Montréal – EB	0,44	4,1	57
	Montréal - EF	0,46	4,7	41

Pour les trois usines, pour tous les jours d'échantillonnage, c'est la régression linéaire à ordonnée à l'origine égale à zéro qui a donné les meilleurs résultats. L'ordonnée à l'origine de l'équation 5.2 n'a jamais donné de résultats statistiquement valides ($p > 0,05$). Ces résultats ne seront donc pas présentés.

Les modèles journaliers développés pour les trois usines à l'aide de l'équation 5.3 présentent généralement de bons coefficients de corrélation (voir tableau 5.2). Les meilleures corrélations ont été trouvées pour les eaux de Rosemère. Les modèles qui montrent une corrélation plus faible présentent souvent un coefficient β_1 non valide statistiquement.

La figure suivante présente les demandes prédites en fonction des demandes observées. Une droite à 45° a été ajoutée à la figure. Les données aberrantes sont encerclées sur le graphique; elles ont été déterminées à l'aide de Statistica (Statsoft, USA). Tel que montré, peu de demandes immédiates sont mal prédites.

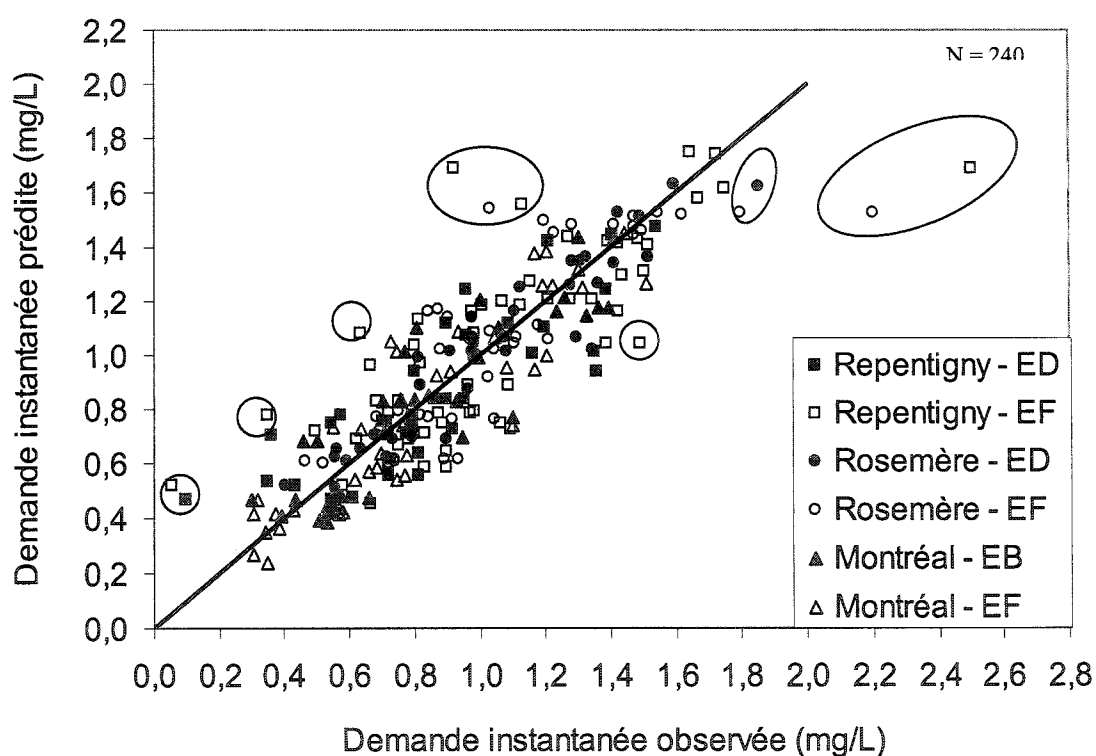


Figure 5.9 : Demande instantanée prédite versus demande instantanée observée pour la modélisation journalière

Les valeurs prédites sont situées de part et d'autre de la droite à 45 °. Aucun modèle ne sous-prédit ou ne sur-prédit systématiquement la demande instantanée. Une droite de régression linéaire de la forme $y = mx + b$ a été passée à travers toutes les données non aberrantes. Des tests statistiques ont été effectués sur les paramètres m et b . Si m , qui correspond à la pente de la droite de régression, est significativement différent de 1, cela

signifie que la demande est systématiquement sous ou sur-évaluée. Si b , qui correspond à l'ordonnée à l'origine de la droite de régression, est significativement différent de 0, les prédictions sont entachées d'un biais systématique.

Les tests ont montré que la valeur de m n'était pas différente de un et que la valeur de b n'était pas différente de zéro. La demande instantanée en ozone n'est donc pas sous ou sur évaluée par les modèles et les prédictions ne sont pas systématiquement biaisées.

La modélisation globale de la demande instantanée en ozone, séparée par type d'eau (donc incorporant les fluctuations saisonnières de la qualité de l'eau), permet de dégager le comportement général de la demande instantanée en ozone. C'est ce modèle qui pourra, plus tard, être utilisé dans le développement d'un modèle IDDF global permettant de prédire le comportement de l'ozone dans les cuves d'ozonation.

Les modèles globaux trouvés sont présentés au tableau suivant.

Tableau 5.3 : Modélisation globale de la demande instantanée

Usine et Type d'eau	Modèle	$R^2_{\text{ajusté}}$ (%)
Repentigny – ED	$D0 = 0,378 * DA$	48
Repentigny – EF	$D0 = 0,458 * DA$	40
Rosemère – ED	$D0 = 0,511 * DA$	52
Rosemère – EF	$D0 = 0,546 * DA$	56
Montréal – EB	$D0 = 0,445 * DA$	57
Montréal - EF	$D0 = 0,458 * DA$	41

Les meilleures corrélations ont été trouvées pour les eaux de Rosemère. Chaque modèle est présenté à la figure suivante. Pour chaque modèle, une droite à 45° a été ajoutée. Cette droite permet d'estimer si le modèle a tendance à surestimer ou à sous-estimer la

demande immédiate. Les données aberrantes de chaque modèle ont été déterminées à l'aide de Statistica (Statsoft, USA) et sont encerclées sur chaque graphique.

Chaque modèle global a été testé à l'aide de Statistica (Statsoft, USA). Une droite de régression linéaire a été passée à travers chaque modèle séparément et les paramètres de la droite obtenue ont été testés tel que décrit précédemment. Les données aberrantes ont été exclues de ces tests. Ces tests ont montré que tous les modèles sous-estimaient les demandes instantanées, les pentes des régressions variant entre 0,50 et 0,84 et étant toutes significativement différentes de zéro. Trois modèles ont montré un biais, soit les modèles pour Repentigny et le modèle pour l'eau filtrée et Montréal.

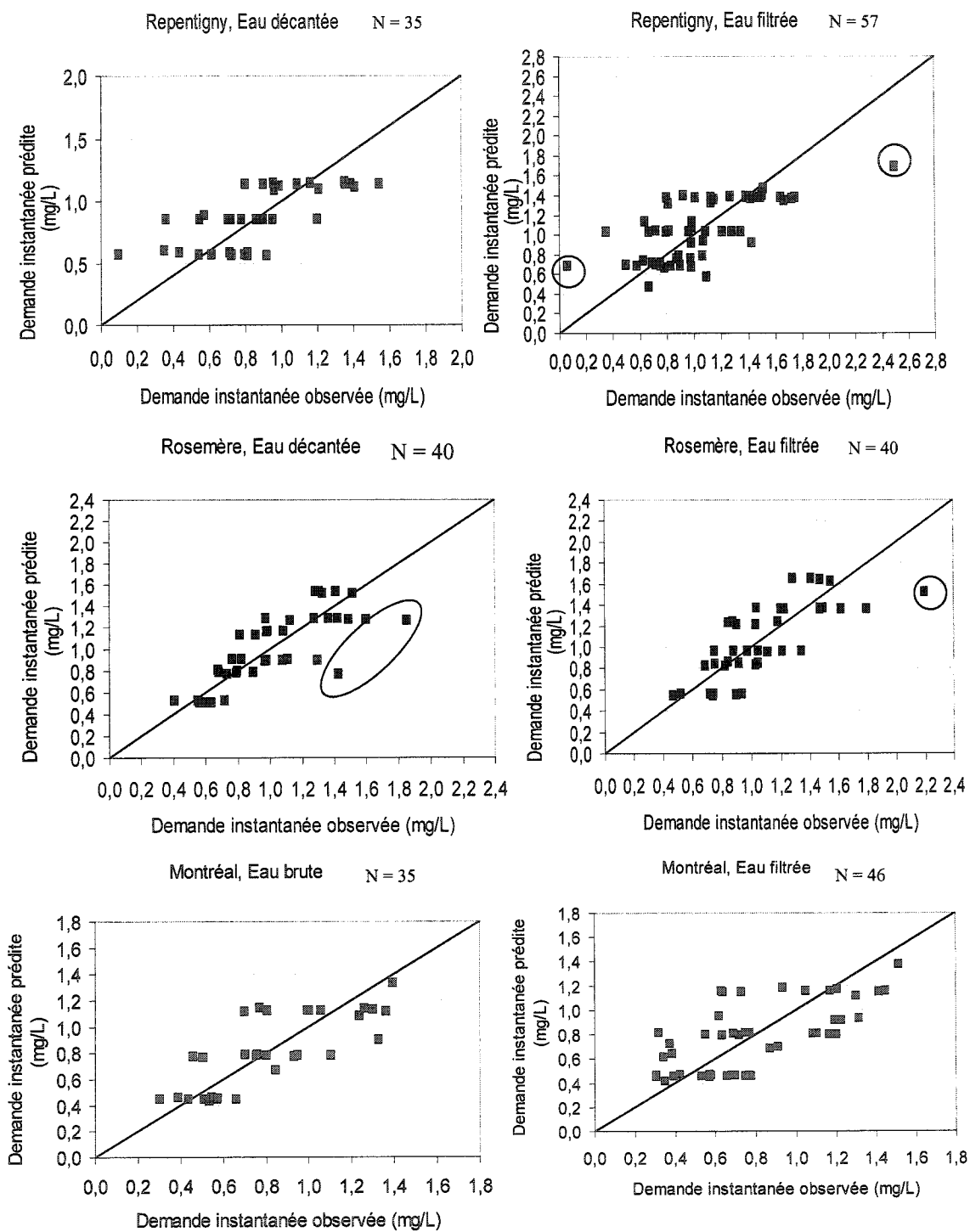


Figure 5.10 : Demande instantanée prédite versus demande instantanée observée pour chaque modèle global

L'indépendance de chaque modèle a été testée en comparant les coefficients β_1 obtenus. Afin de déterminer si les modèles sont indépendants les uns des autres ou non, les intervalles de confiance à 95% sur chaque β_1 ont été utilisés. Les résultats sont présentés à la figure 5.11.

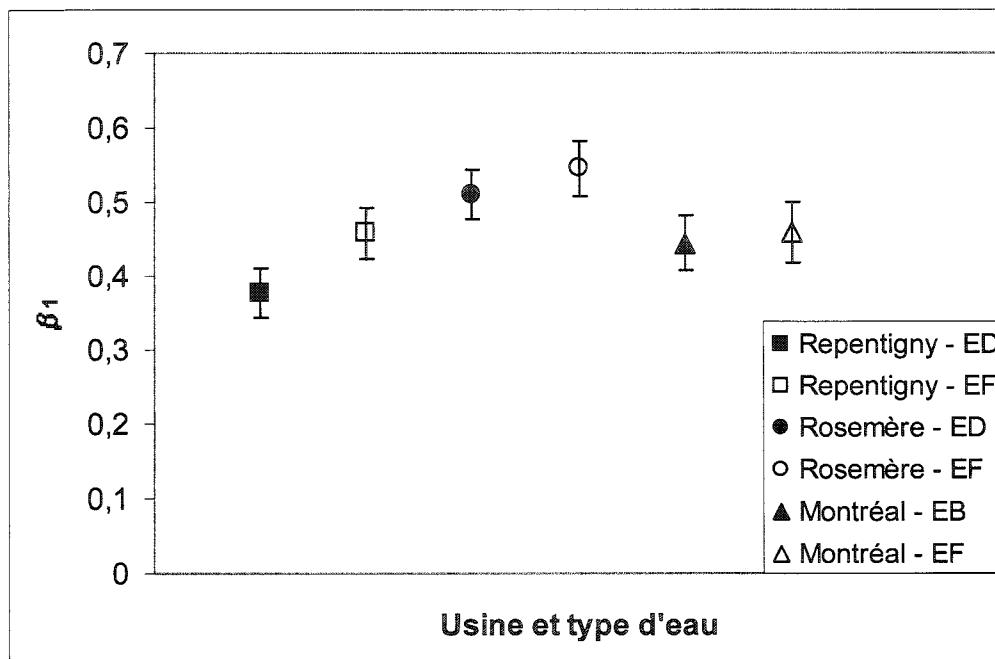


Figure 5.11 : Vérification de l'indépendance des modèles prédictifs globaux pour $D0$

Tel que montré à la figure précédente, les modèles sont à la limite de l'indépendance, les intervalles de certains modèles seulement se touchant. Afin de vérifier si les modèles sont réellement dépendants, les données sont regroupées dans un seul modèle présenté à l'équation 5.4 :

$$D0 = 0,46 \times DA \quad (R^2 = 45\%) \quad (5.4)$$

Le regroupement des eaux ne provoque pas une amélioration significative du modèle, ce qui démontre que les modèles ne sont pas dépendants les uns des autres.

5.5.1.2 Validation des modèles

Les modèles globaux sont validés à l'aide de données conservées à cet effet et qui n'ont pas été utilisées dans la modélisation (14% des données totales). Les données conservées pour la validation couvrent toutes les journées d'échantillonnage et tous les types d'eau. La figure suivante présente la validation des modèles globaux, à laquelle a été ajoutée une droite à 45 °.

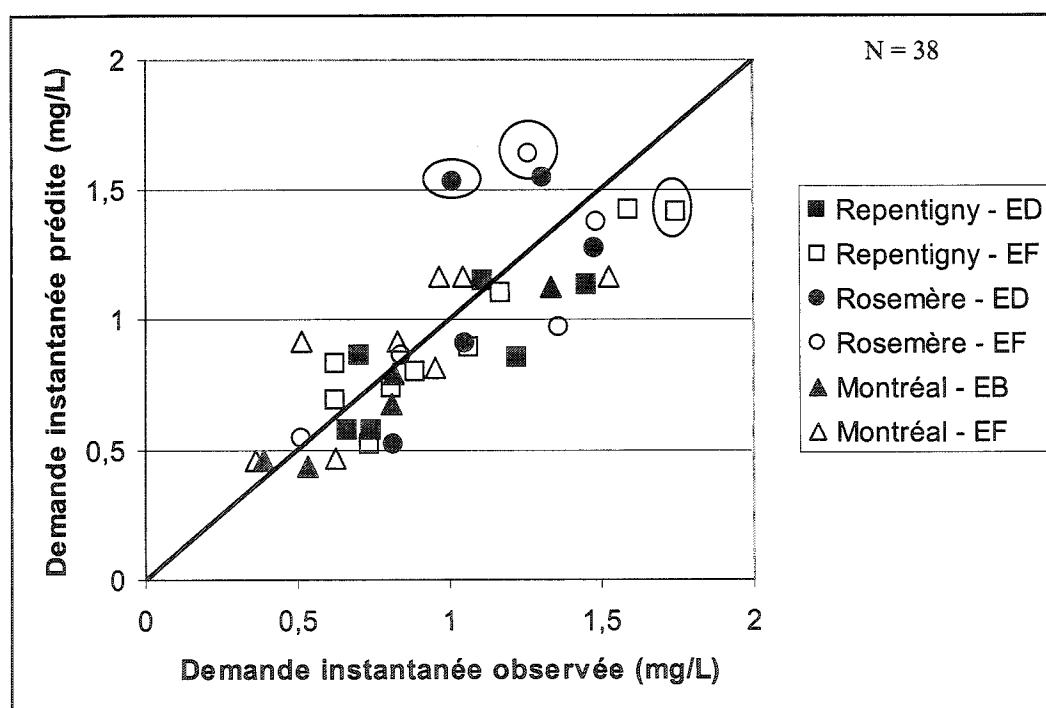


Figure 5.12 : Validation des modèles prédictifs globaux pour la demande instantanée en ozone

Les données sont bien regroupées autour de la droite à 45°. Les données aberrantes sont encerclées sur la figure. Elles appartiennent à différents modèles prédictifs. Comme

leur nombre est faible (3, soit 8% des données de validation), les modèles prédictifs globaux sont validés.

5.5.2 *Modélisation de la constante de décroissance*

5.5.2.1 Développement des modèles

Afin de modéliser la constante cinétique k , la même procédure a été suivie pour les trois usines. La modélisation a été effectuée à l'aide du logiciel Statistica (Statsoft, USA), qui a permis de tester diverses régressions et d'en dégager la meilleure.

Comme il a été établi lors de l'analyse exploratoire que la température et la dose d'ozone appliquée influençaient le logarithme de k , il a été décidé de linéariser la modélisation et de modéliser le log de k plutôt que k directement. Durant les essais préliminaires, il a été déterminé qu'il n'y avait pas d'interaction entre la température et la dose d'ozone appliquée. La constante de décroissance a été modélisée d'après le modèle suivant :

$$\ln(k) = \beta_0 + \beta_1 \times DA + \beta_2 / T \quad (5.5)$$

Où β_0 , β_1 et β_2 sont des paramètres de régression, DA est la dose d'ozone appliquée (mg/L) et T est la température de l'eau (°K).

Le tableau suivant résume les modèles journaliers et globaux développés pour chaque type d'eau. Pour les modèles journaliers, les coefficients de régression minimaux et maximaux obtenus sont montrés. Les détails des modèles sont présentés à l'annexe B.

Tableau 5.4 : Modélisation de la constante de décroissance

(Les valeurs minimales et maximales des coefficients sont montrées)

Modélisation	Types d'eau	$\beta_0 \pm s_{\beta_0}$ ordonnée à l'origine	$\beta_1 \pm s_{\beta_1}$ coefficient sur DA	$\beta_2 \pm s_{\beta_2}$ coefficient sur T	R ² ajusté (%)
Journalière	Repentigny –	5,3 ± 1,7	-0,3 ± 0,3	-1998 ± 460	26 – 99
	ED	15,2 ± 4,0	-1,3 ± 0,3	-4782 ± 1298	
	Repentigny –	3,2 ± 2,1	-0,4 ± 0,009	-1486 ± 596	69 – 98
	EF	35 ± 4,0	-1,0 ± 0,2	-10 660 ± 1115	
	Rosemère –	5,6 ± 3,5	-0,57 ± 0,3	-1874 ± 1016	70 – 92
	ED	25 ± 7,0	-0,94 ± 0,2	-7369 ± 2084	
	Rosemère –	-0,87 ± 17	-0,69 ± 0,1	16 ± 5025	38 – 90
	EF	41 ± 10	-1,5 ± 0,4	-11 499 ± 2862	
	Montréal –	9,3 ± 6,0	-0,55 ± 0,2	-2985 ± 1690	59 – 92
	EB	24 ± 3,0	-1,2 ± 0,2	-7170 ± 908	
	Montréal –	7,3 ± 1,8	-0,57 ± 0,09	-2439 ± 1046	82 – 96
	EF	20 ± 6,3	-1,9 ± 0,3	-4677 ± 444	
Globale	Repentigny –	0,73 ± 2,9	-0,67 ± 0,17	-3338 ± 828	47
	ED				
	Repentigny –	4,85 ± 1,4	-0,62 ± 0,065	-1938 ± 385	68
	EF				
	Rosemère –	12,2 ± 2,3	-0,97 ± 0,12	-3714 ± 656	70
	ED				
	Rosemère –	11,3 ± 1,7	-0,90 ± 0,097	-3543 ± 758	81
	EF				
	Montréal –	15,7 ± 3,1	-0,85 ± 0,16	-4945 ± 867	64
	EB				
	Montréal –	7,46 ± 2,2	-0,83 ± 0,13	-2568 ± 622	59
	EF				

Les coefficients de corrélation trouvés pour les modèles journaliers sont bons, sauf pour le modèle d'avril 2004 pour l'eau décantée de Repentigny ($R^2 = 26\%$) et pour le modèle

de janvier 2004 pour l'eau filtrée de Rosemère ($R^2 = 38\%$). Pour ces deux modèles, les coefficients trouvés pour la dose d'ozone appliquée et la température ne sont pas significatifs. Pour ces deux mois, d'autres modèles ont été testés, mais aucun n'a donné de meilleurs résultats que ceux montrés au tableau précédent.

La figure suivante présente les taux de décroissance prédits en fonction des taux de décroissance observés pour les modèles journaliers. Une droite à 45° a été ajoutée à la figure. Les points s'éloignant de cette ligne sont considérés comme étant de mauvaises prédictions des modèles; ces points sont encadrés sur la figure 5.13.

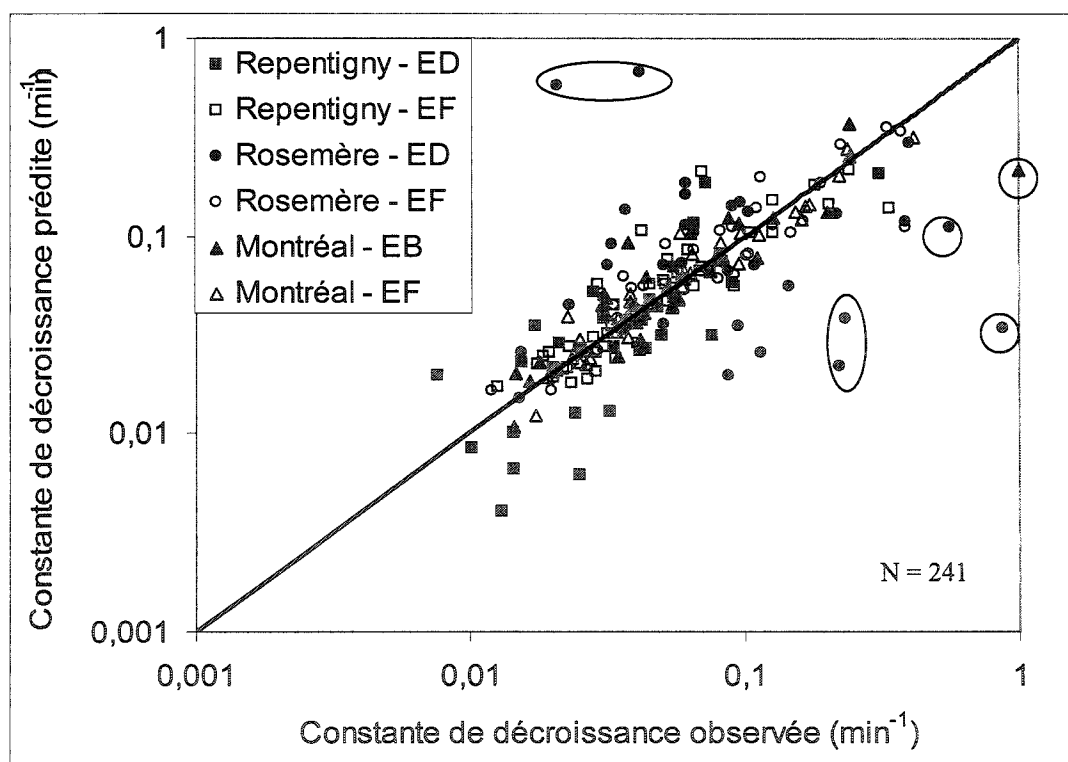


Figure 5.13 : Constante de décroissance prédite versus constante de décroissance observée pour la modélisation journalière

Comme pour la demande instantanée, une droite de régression linéaire a été passée à travers toutes les données et les paramètres de régression ont été soumis à des tests

statistiques. Ces tests ont montré que les modèles ne sous-estiment ni ne sur-estiment le taux de décroissance et qu'ils n'ont pas de biais.

Les modèles globaux trouvés pour toutes les eaux étudiées sont présentés au tableau suivant.

Tableau 5.5 : Modélisation globale de la constante de décroissance

Usine	Type d'eau	Modèle	R ² ajusté (%)
Repentigny	Eau décantée	$\text{Ln}(k) = -0,67 * \text{DA} - 3338,32 / T + 9,73$	47
Repentigny	Eau filtrée	$\text{Ln}(k) = -0,62 * \text{DA} - 1938,43 / T + 4,85$	68
Rosemère	Eau décantée	$\text{Ln}(k) = -0,97 * \text{DA} - 3714,02 / T + 12,15$	70
Rosemère	Eau filtrée	$\text{Ln}(k) = -0,90 * \text{DA} - 3542,53 / T + 11,27$	81
Montréal	Eau brute	$\text{Ln}(k) = -0,85 * \text{DA} - 4945,36 / T + 15,72$	64
Montréal	Eau filtrée	$\text{Ln}(k) = -0,83 * \text{DA} - 2567,55 / T + 7,46$	59

À l'exception de l'usine de Rosemère, les eaux en tête de traitement obtiennent des coefficients de corrélation plus faible que les eaux filtrées. C'est l'eau décantée de Repentigny qui obtient le coefficient de corrélation le plus faible, soit 47%, ce qui laisse supposer que la variation de la qualité de l'eau est influente à cette usine même après un pré-traitement avancé.

La figure suivante montre les taux de décroissance observés et les taux de décroissance prédits pour les modèles globaux. Sur la figure, les données aberrantes sont encerclées.

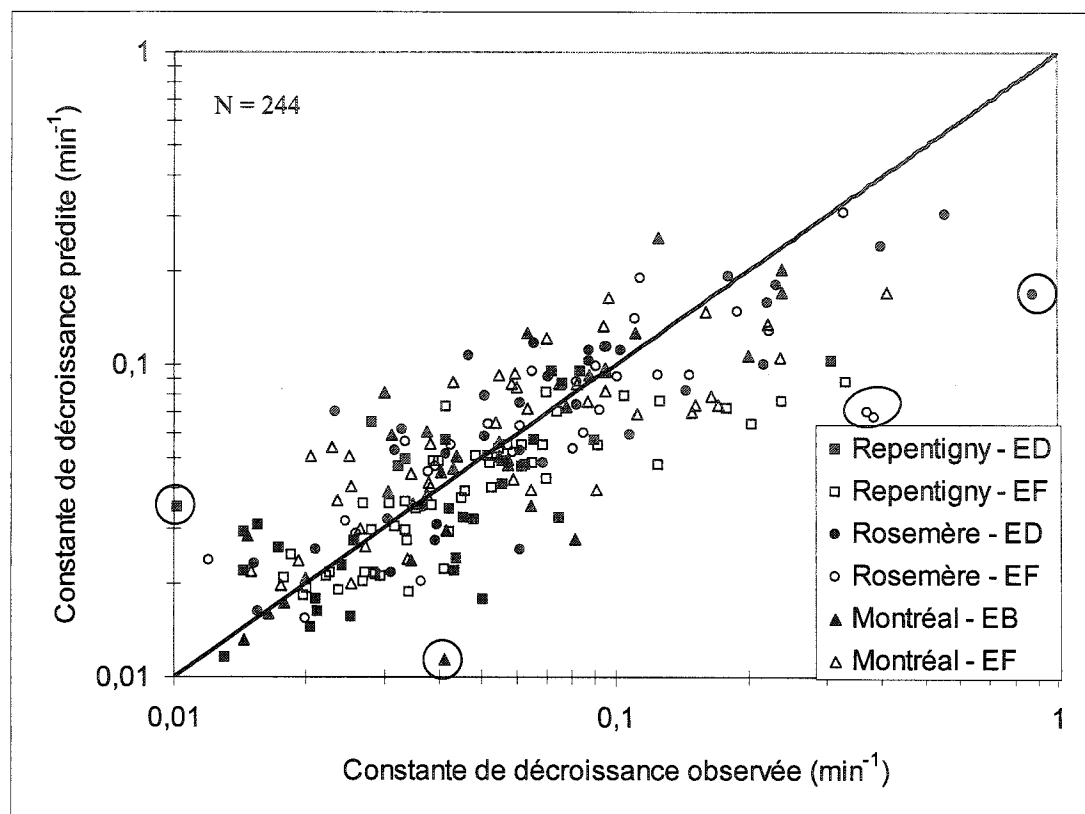


Figure 5.14 : Constante de décroissance prédite versus constante de décroissance observée pour la modélisation globale

Les prédictions sont réparties équitablement de chaque côté de la droite à 45°. Chaque modèle global a été testé séparément à l'aide de Statistica (Statsoft, USA). Les tests effectués sont les mêmes que ceux faits sur les modèles journaliers. Une droite de régression linéaire a été passée à travers chaque modèle séparément et les paramètres de la droite obtenue ont été testés, tel que décrit précédemment. Les données aberrantes ont été exclues de ces tests. Ces tests ont montré que tous les modèles globaux sous-estimaient les taux de décroissance, les pentes des régressions variant entre 0,33 et 0,83 et étant toutes significativement différentes de zéro. Deux modèles n'ont pas montré de biais, soit les modèles pour l'eau filtrée de Rosemère et l'eau brute de Montréal. Ces résultats seront discutés au chapitre 7.

L'indépendance de chaque modèle a été testée en comparant les coefficients β_2 et β_3 obtenus (voir équation 5.8). Afin de déterminer si les modèles sont indépendants les uns des autres ou non, les intervalles de confiance à 95% sur chaque coefficient ont été utilisés. Les résultats sont présentés à la figure 5.15.

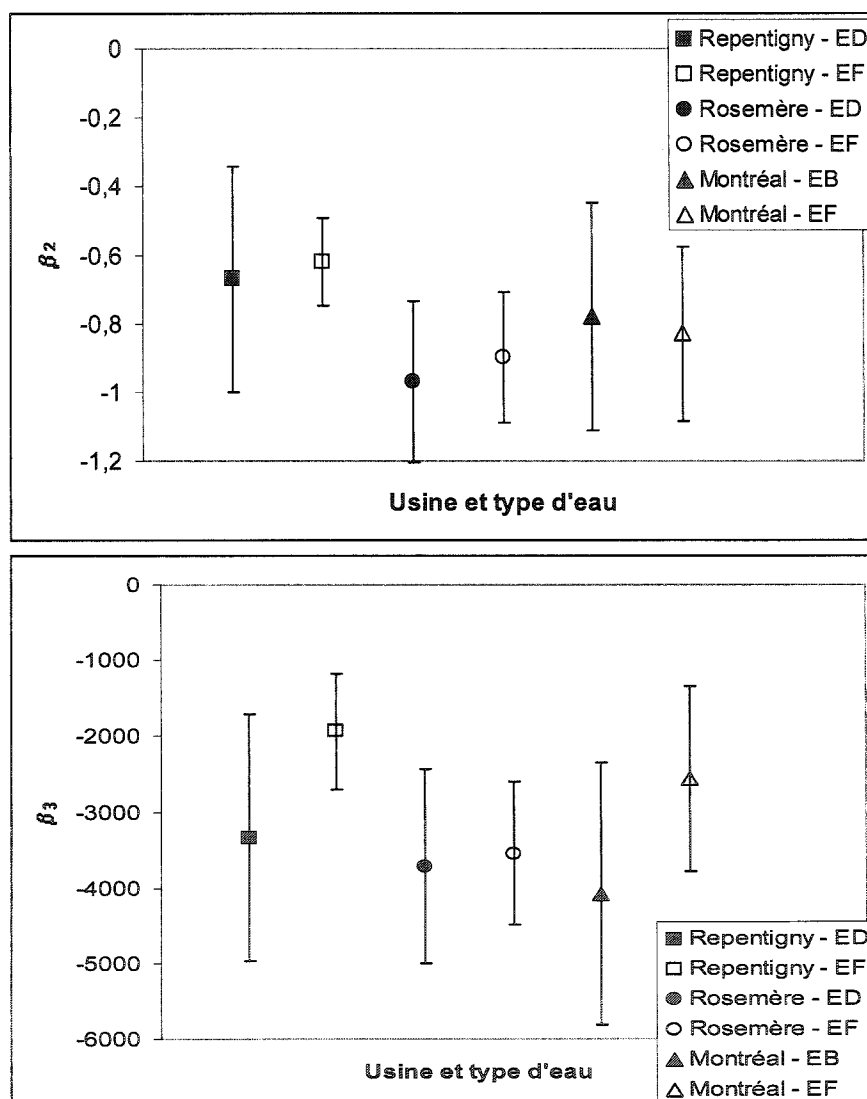


Figure 5.15 : Vérification de l'indépendance selon DA (haut) et T (bas) des modèles prédictifs globaux pour k

Tel que montré à la figure 5.15, les modèles sont dépendants selon la dose d’ozone appliquée et selon la température. Les données sont donc regroupées ensemble afin de former un modèle valides pour tous les types d’eau :

$$\ln(k) = -0,80 \times DA - \frac{3743}{T} + 11,67 \quad (R^2_{\text{ajusté}} = 63\%) \quad (5.6)$$

5.5.2.2 Validation des modèles

Les modèles globaux sont validés à l’aide de données conservées à cet effet et qui n’ont pas été utilisées dans la modélisation (14% des données totales). Les données conservées pour la validation couvrent toutes les journées d’échantillonnage et tous les types d’eau. La figure suivante présente la validation des modèles globaux, à laquelle a été ajoutée une droite à 45 °.

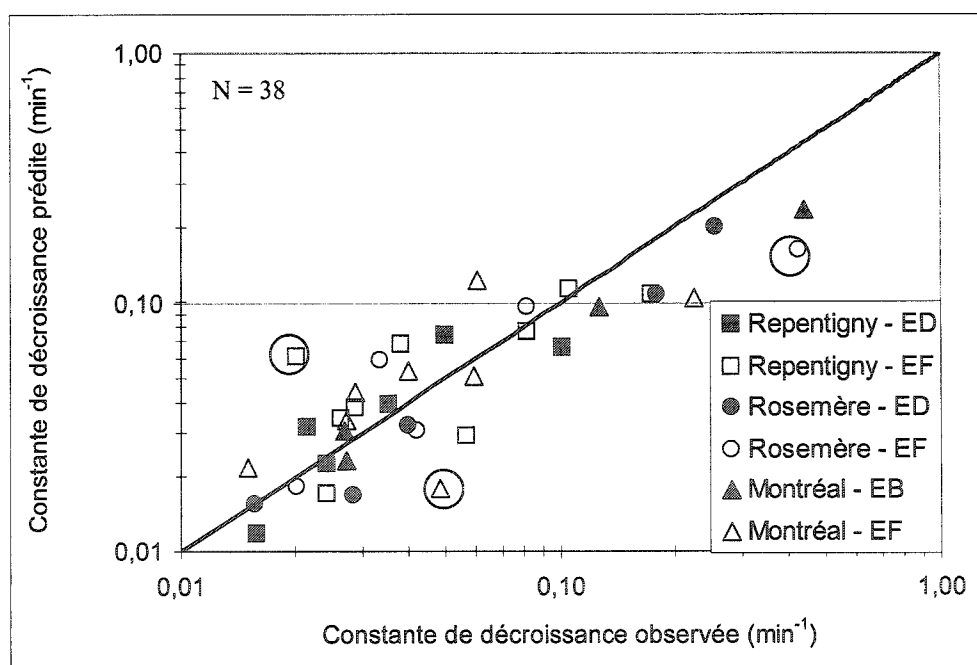


Figure 5.16 : Validation des modèles prédictifs globaux pour la constante de décroissance

Les données sont bien regroupées autour de la droite à 45°. Les données aberrantes, au nombre de 3 (8% des données de validation) ce qui valide les modèles globaux développés.

5.5.3 Modélisation intégrant la qualité de l'eau

Cette section se consacre à l'étude de l'influence de la qualité de l'eau sur la modélisation. Les modèles ont été repris afin d'inclure les paramètres physico-chimiques des eaux mesurés au cours des campagnes d'échantillonnage afin de déterminer si, d'abord, leur inclusion est possible dans les modèles et, ensuite, si leur inclusion augmente la précision des modèles ou non.

Les tests ont été effectués à l'aide du logiciel Statistica (Statsoft, USA). La forme générale de régression multiple qui a été retenue est de forme similaire aux régressions utilisées précédemment, afin d'établir une base de comparaison (voir équation suivante pour le modèle général de régression). Les détails des modèles se trouvent à l'annexe B.

$$\begin{aligned} \ln(k) = & \beta_0 + \beta_1 * DA + \beta_2 / T + \beta_3 * \ln(\text{Alcalinité}) + \beta_4 * \ln(\text{COT}) \\ & + \beta_5 * \ln(\text{pH}) + \beta_6 * \ln(\text{UV}) + \beta_7 * \ln(\text{Turbidité}) \end{aligned} \quad (5.7)$$

$$\begin{aligned} D0 = & \beta_0 * DA + \beta_1 * \text{Alcalinité} + \beta_2 * \text{COT} + \beta_3 * \text{pH} + \beta_4 * \text{UV} \\ & + \beta_5 * \text{Turbidité} \end{aligned} \quad (5.8)$$

Où β_0 , β_1 , etc. correspondent aux paramètres de régression, DA à la dose d'ozone appliquée (mg/L), T à la température de l'eau (°K), COT au carbone organique total de l'eau (mg/L) et UV à l'absorbance UV de l'eau (cm⁻¹).

Les modèles testés rassemblent toutes les eaux de toutes les usines. Les meilleurs modèles trouvés pour la constante de décroissance et la demande immédiate en ozone sont les suivants :

$$\begin{aligned} \ln(k) = & 11,77 - 0,83 \cdot DA - 3759,5/T \\ & + 1,08 \cdot \ln(COT) - 0,24 \cdot \ln(\text{Alcalinité}) \quad (R^2_{\text{ajusté}} = 69\%) \quad (5.9) \end{aligned}$$

$$D0 = 0,36 \cdot DA - 0,039 \cdot UV - 0,090 \cdot COT \quad (R^2_{\text{ajusté}} = 52\%) \quad (5.10)$$

Le modèle développé pour la constante de décroissance a un R^2 ajusté de 69%, ce qui est plus élevé que tous les coefficients ajustés de corrélation trouvés pour tous les modèles prédictifs n'incluant pas la qualité de l'eau, sauf pour les eaux de Rosemère. Le modèle regroupant tous les types d'eaux a un coefficient de corrélation inférieur au modèle incluant la qualité de l'eau (63% vs 69%). Le modèle prédisant la demande immédiate montre un coefficient de corrélation semblable à ceux des modèles globaux. L'ajout de variables décrivant la qualité de l'eau a donc eu un effet positif (k) ou nul ($D0$) sur les prédictions des paramètres. Le tableau suivant fait un rappel des coefficients de corrélation trouvés pour les différents modèles.

Tableau 5.6 : Rappel des coefficients de corrélation trouvés

Paramètre modélisé	Usine/ Type d'eau	R² : Modèles globaux par type d'eau	R² : Modèle confondu sans la qualité de l'eau	R² : Modèle confondu intégrant la qualité de l'eau
D0	Repentigny - ED	48		
	Repentigny – EF	40		
	Rosemère – ED	52		
	Rosemère – EF	56	45	52
	Montréal – EB	57		
	Montréal – EF	41		
k	Repentigny - ED	47		
	Repentigny – EF	68		
	Rosemère – ED	70		
	Rosemère – EF	81	63	69
	Montréal – EB	64		
	Montréal – EF	59		

En résumé, pour la modélisation de la demande instantanée en ozone :

- La dose d’ozone appliquée est la variable expliquant la plus grande partie de la variance;
- Le regroupement de tous les types d’eau n’améliore pas de façon significative les prédictions;
- L’ajout de la qualité de l’eau n’a aucun effet sur les modèles globaux.

Pour la modélisation du taux de décroissance :

- Le regroupement des modèles globaux améliore les prédictions, sauf pour les eaux de Rosemère;
- L'ajout de la qualité de l'eau améliore davantage les prédictions, sauf à Rosemère.

Ces résultats seront discutés au chapitre 7.

Chapitre 6: Résultats de la validation biodosimétrique des CT

6.1 Obtention de la courbe de référence biodosimétrique

6.1.1 Conditions d'essais

Deux campagnes d'essais ont été réalisées, la première à l'été 2003 et la seconde à l'été 2004. Les conditions utilisées lors de ces essais sont présentées au tableau suivant. Des doses croissantes d'ozone ont été utilisées afin de réaliser une courbe de référence liant l'inactivation des spores à la dose (CT) appliquée. Pour chaque campagne d'essais, quatre doses croissantes d'ozone ont été appliquées sur le montage-pilote en faisant varier le débit d'air ozoné et/ou la concentration d'ozone dans l'air.

Tableau 6.1 : Paramètres des essais – Obtention de la courbe biodosimétrique

Année	Paramètres	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4
2003	Dose d'ozone transférée (mg/L)	0,75	1,16	1,29	1,43
	Débit d'eau à l'injection: Qeau (Lpm)	10,0	9,3	10,2	10,3
	Débit d'eau au contacteur: Qcont (Lpm)	5,0	5,0	5,5	5,5
	Débit d'air ozoné: Qair (Lpm)	0,40	1,5	1,6	1,1
	Analyseur (moyenne) (% O ₃ w/w)	1,709	0,805	1,224	1,363
	Production d'ozone calculée (mg/min)	8,75	15,46	25,07	19,19
	Perte à l'évent (mg/min)	1,27	4,72	11,97	4,46
	Taux de transfert de l'ozone (%)	85	69	52	77
2004	Dose d'ozone transférée (mg/L)	0,28	1,20	1,71	2,38
	Débit d'eau à l'injection: Qeau (Lpm)	10,0	7,8	8,2	8,2
	Débit d'eau au contacteur: Qcont (Lpm)	5,0	4,5	5,0	5,0
	Débit d'air ozoné: Qair (Lpm)	0,20	0,84	1,2	1,66
	Analyseur (moyenne) (% O ₃ w/w)	1,145	1,108	1,141	1,136
	Production d'ozone calculée (mg/min)	2,93	11,91	17,53	24,13
	Perte à l'évent (mg/min)	0,0	0,0	3,53	4,67
	Taux de transfert de l'ozone (%)	100	100	80	81

6.1.2 Ozone résiduel et CT effectifs

La concentration en ozone résiduel a été mesurée en différents points sur le contacteur pilote. Ces mesures ont permis d'établir les profils de décroissance de l'ozone pour différentes doses transférées. Ces profils ont ensuite été utilisés dans le calcul des CT obtenus sur le contacteur pilote. Les CT effectifs ont été calculés à l'aide de l'équation suivante :

$$CT_{\text{effectif}} = \int C_0 e^{-kt_{50}} dt \quad (6.1)$$

La distribution des temps de contact du pilote a été déterminée par un essai de traçage au fluor. Les courbes de décroissance obtenues sont présentées à la figure suivante.

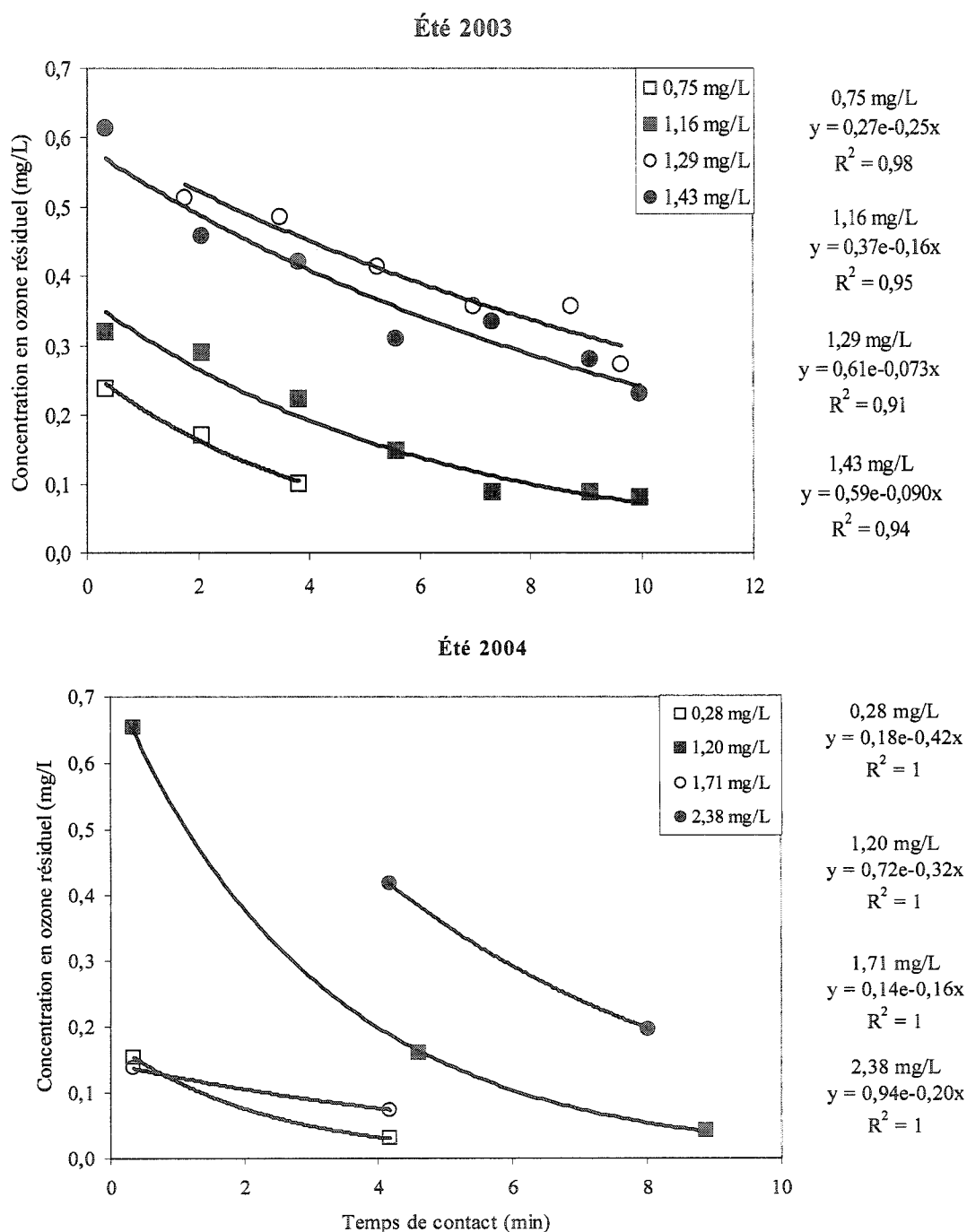


Figure 6.1 : Profils de décroissance obtenus sur le contacteur pilote, campagnes d'échantillonnage 2003 (haut) et 2004 (bas)

6.1.2.1 Problèmes rencontrés à l'été 2004

Durant l'échantillonnage de l'été 2004, les mesures d'ozone résiduel ont dû être effectuées selon deux techniques différentes, suite à un bris de matériel. Pour les deux premiers essais, soit à 0,28 et 1,20 mg/L (figure x.1), l'ozone résiduel a été mesuré à l'aide d'une seringue étanche (ce type de seringue prévient le dégazage). Pour les essais à 1,71 et 2,38 mg/L d'ozone appliqué, les mesures d'ozone résiduel ont dû être effectuées à l'aide d'une seringue non étanche, cette dernière s'étant brisée lors de la manipulation. Il est donc probable que les décroissances obtenues pour les deux derniers essais soient sous-estimées.

Pour fins de vérification, les modèles de décroissance, établis tel que décrit au chapitre 5, ont été utilisés afin de comparer les décroissances prédites aux décroissances mesurées. Les résultats sont présentés à la figure suivante.

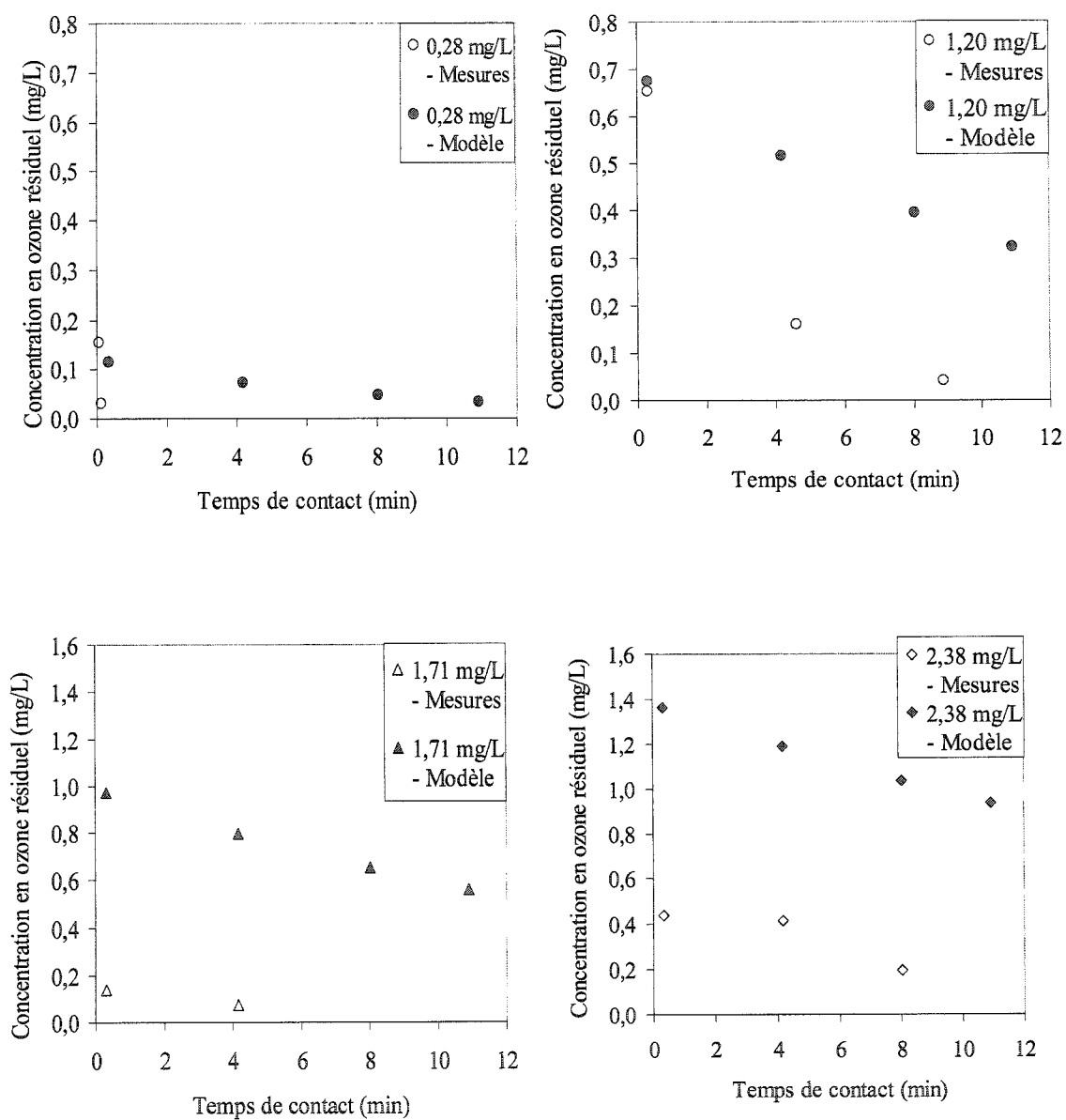


Figure 6.2 : Profils de décroissance mesurés et prédits par technique étanche (haut) et technique non étanche (bas)

Pour la concentration initiale en ozone (C_0), les mesures prises à l'aide de la seringue étanche sont beaucoup plus similaires aux prédictions des modèles que les mesures prises avec la seringue non étanche. Par contre, les taux de décroissance (k) prédits sont beaucoup plus lents que ceux mesurés. Les prédictions du modèle tendent à montrer qu'un problème soit survenu durant l'essai et que les taux de décroissance ait été surévalués par les mesures. Afin de s'en assurer, les taux de décroissance mesurés sur les cuves d'ozonation de Montréal sont comparés avec les taux mesurés sur le pilote et avec les taux prédits par le modèle. Les échantillonnages sur les cuves et sur le pilote n'étant séparés que par une seule journée, le biais créé par la qualité de l'eau devrait être beaucoup moins important que celui existant entre l'échantillonnage sur le pilote et les essais en laboratoire (essais desquels découlent les modèles prédictifs). La figure suivante illustre cette comparaison.

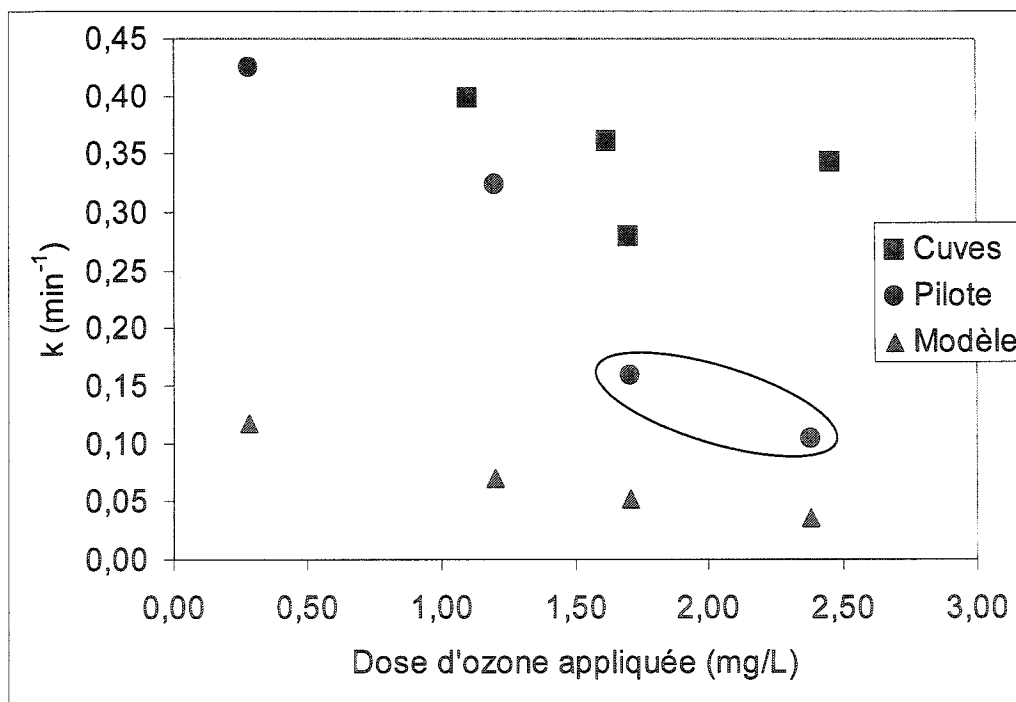


Figure 6.3 : Comparaison entre les constantes cinétiques obtenues de diverses façons

La figure 6.3 montre que la qualité de l'eau a introduit un biais entre les modèles prédictifs et les mesures sur le pilote : en effet, les prédictions sur k sont beaucoup trop faibles par rapport aux taux de décroissance mesurés sur les cuves d'ozonation. Les deux essais effectués sur le pilote avec du matériel non étanche sont encadrés sur la figure. La comparaison apporte une autre preuve que l'utilisation du matériel non étanche a faussé les mesures : ces deux essais ne sont semblables ni aux prédictions ni aux vitesses mesurées sur les cuves.

Afin de pouvoir déterminer les constantes cinétiques des essais effectués en condition non étanche, une relation a été établie entre les constantes cinétiques valides obtenues sur le pilote et sur les cuves d'ozonation et la dose d'ozone appliquée. La figure 6.4 montre la relation établie.

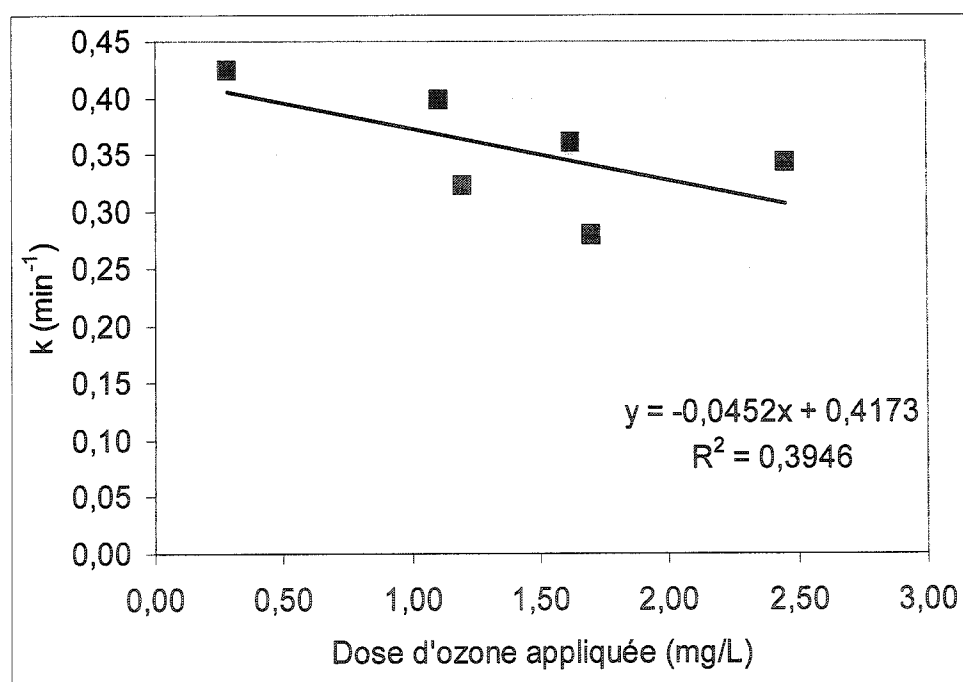


Figure 6.4 : Relation établie entre DA et k

Suite à ces observations, il a été décidé que les essais 3 et 4 effectués sur le pilote à l'été 2004 seraient ré-évalués. La concentration initiale en ozone est obtenue à l'aide des modèles prédictifs, alors que la constante de décroissance est évaluée à l'aide de la relation trouvée à la figure 6.4. Les équations de décroissance obtenues pour ces essais sont présentées au tableau suivant.

Tableau 6.2 : Nouvelles équations de décroissance pour les essais 3 et 4

Essai	DA (mg/L)	Équation de décroissance
3	1,71	$[O_3] = 0,99 * e^{-0,34t}$
4	2,38	$[O_3] = 1,38 * e^{-0,31t}$

6.1.2.2 Calcul des CT

Les CT effectifs sont calculés à partir des équations de décroissance développées d'après les profils de décroissance établis précédemment. Le tableau suivant résume les équations utilisées afin de calculer les CT.

Tableau 6.3 : Équations utilisées pour calculer les CT effectifs de la courbe biodosimétrique

Année	Dose d'ozone transférée (mg/L)	Équation utilisée
2003	0,75	$CT_{eff} = 0,27 / 0,25 * (-e^{-0,25 * t} + 1)$
	1,16	$CT_{eff} = 0,37 / 0,16 * (-e^{-0,16 * t} + 1)$
	1,29	$CT_{eff} = 0,62 / 0,073 * (-e^{-0,073 * t} + 1)$
	1,43	$CT_{eff} = 0,59 / 0,090 * (-e^{-0,090 * t} + 1)$
2004	0,28	$CT_{eff} = 0,18 / 0,42 * (-e^{-0,42 * t} + 1)$
	1,20	$CT_{eff} = 0,72 / 0,32 * (-e^{-0,32 * t} + 1)$
	1,71	$CT_{eff} = 0,99 / 0, * (-e^{-0,34 * t} + 1)$
	2,38	$CT_{eff} = 1,38 / 0, * (-e^{-0,31 * t} + 1)$

6.1.3 *Courbes de référence biodosimétriques obtenues*

Les courbes de référence biodosimétrique ont été obtenues en mettant en relation les log d'inactivation mesurés sur le contacteur pilote et les CT effectifs calculés (tel que décrit précédemment). La figure suivante démontre comment les courbes de référence ont été obtenues pour les deux années d'échantillonnage. Les intervalles de confiance montrés sur les courbes biodosimétriques sont fixés pour un niveau de confiance de 95%. Les valeurs détaillées des CT effectifs et des log d'inactivation sont disponibles à l'annexe C.

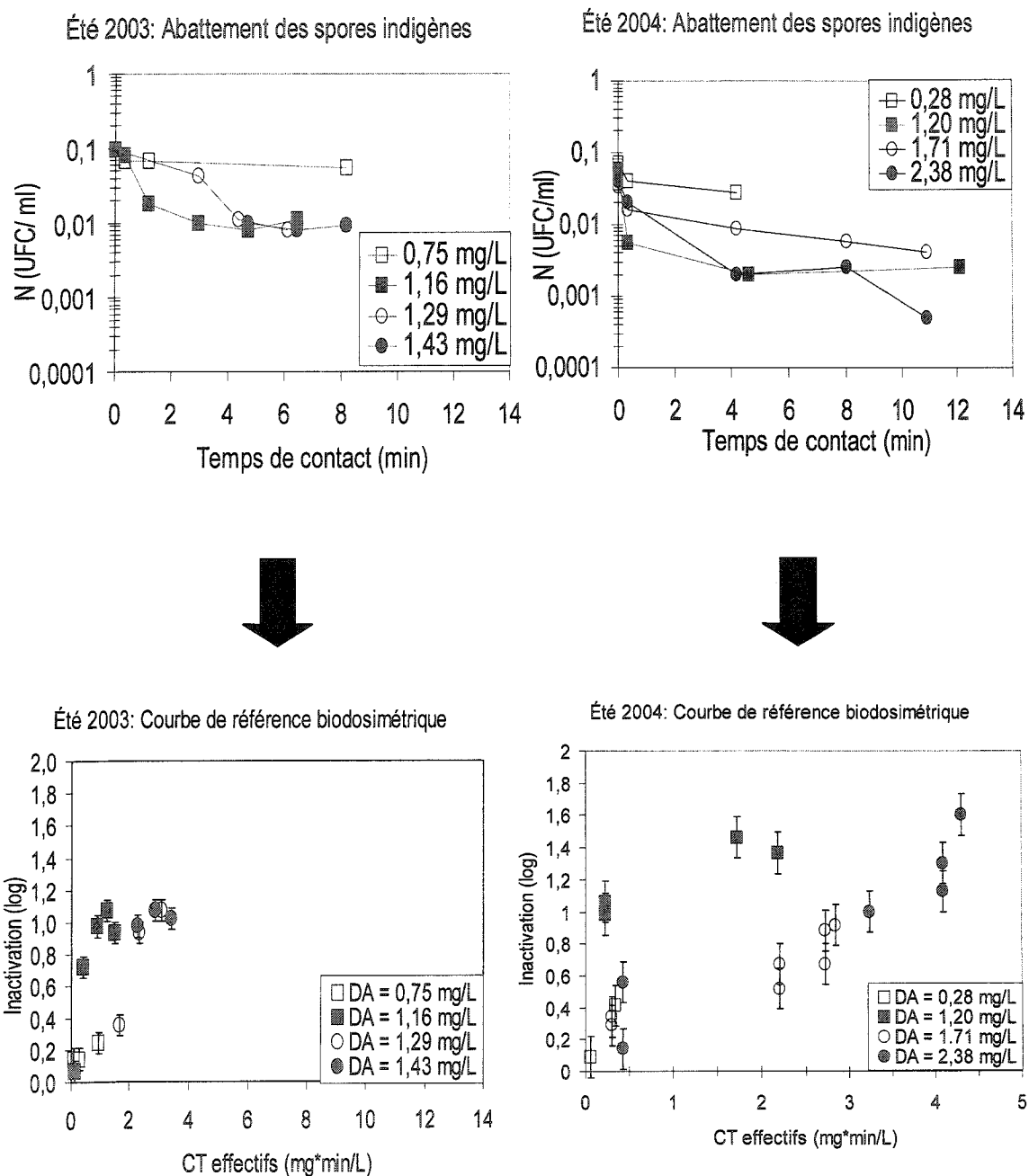


Figure 6.5 : Établissement des courbes biosimétriques pour 2003 (gauche) et 2004 (droite)

Les figures présentant les concentrations de spores en fonction du temps fournissent des informations quant à la validité des inactivations mesurées considérant que, pour un même temps de contact, la concentration de spores devrait diminuer avec l'augmentation de la dose d'ozone transférée. En 2003, pour le même temps de contact, l'abattement à 1,16 mg/L d'ozone transféré est plus important qu'à 1,29 mg/L d'ozone. En 2004, la décroissance des spores pour 1,20 mg/L d'ozone transféré est trop rapide, produisant ainsi des log d'inactivation qui apparaissent trop importants considérant les CT obtenus. Cette situation est reflétée sur la courbe biodosimétrique.

Une courbe de référence biodosimétrique a été obtenue pour chaque année d'échantillonnage, en faisant passer une courbe de régression à travers toutes les données collectées durant l'année concernée. Ce sont ces équations qui seront utilisées afin de valider les CT calculés. Le tableau suivant présente les équations des courbes biodosimétriques obtenues. Comme des doutes ont été émis sur les résultats de la dose de 1,20 mg/L (2004), deux équations sont présentées pour cette année, la première incluant toutes les données obtenues et, la seconde, n'incluant pas les données qui ont été discutées plus haut, soit les données de l'essai #2.

Tableau 6.4 : Équations biodosimétriques

Année	Équation	R ² (%)
2003	$\text{Log (I)} = 0,26 \cdot \text{CT} + 0,31$	53
2004 – Avec l'essai 2	$\text{Log (I)} = 0,20 \cdot \text{CT} + 0,45$	44
2004 – Sans l'essai 2	$\text{Log (I)} = 0,26 \cdot \text{CT} + 0,18$	89

Pour l'année 2004, il est évident que les données de l'essai #2 faussent la courbe. Elles sont donc rejetées et la seconde équation est conservée pour la validation des CT.

Les meilleures relations qui ont été trouvées sont des régressions de type linéaire, conformément au modèle d'inactivation de Chick-Watson, ce qui signifie que le taux d'inactivation (en log) augmente linéairement avec les CT effectifs.

Pour l'année 2003, le coefficient de corrélation pourrait certainement être amélioré s'il était possible de valider les données de décroissance de l'ozone à partir d'un modèle prédictif et/ou de mesures prises sur les cuves. Toutefois, cela ne fût pas possible à l'été 2003, à cause de plusieurs problèmes techniques qui furent réglés pour l'été 2004.

La figure suivante présente la courbe de référence biodosimétrique retenue pour 2004. Les intervalles de confiance à 95% sont aussi inclus sur la courbe.

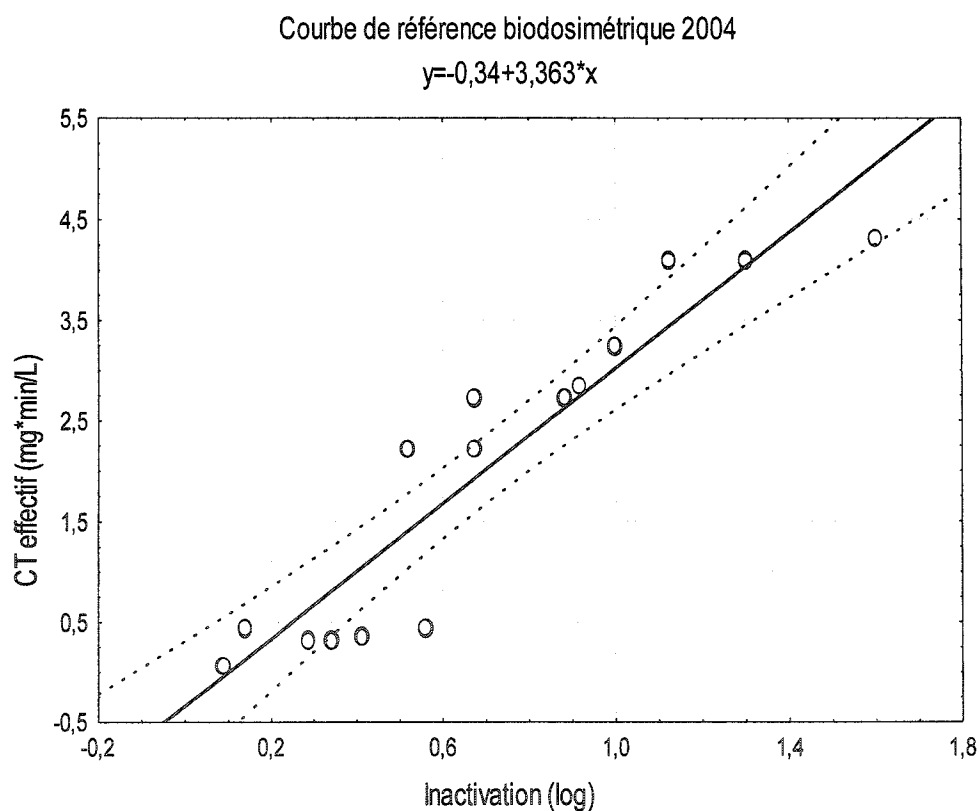


Figure 6.6 : Courbe de référence biodosimétrique et intervalles de confiance à 95% pour l'été 2004

Le champ d'application de la courbe de référence obtenue s'étend de 0 log d'inactivation jusqu'à 1,8 log. Pour un log d'inactivation supérieur, la courbe ne peut pas être utilisée afin d'évaluer le CT correspondant. Les CT biodosimétriques seront donc obtenus à l'aide de l'équation suivante :

$$CT_{\text{biodosimétrique}} = 3,36 * \log d' I - 0,34 \quad (R^2 = 0,89) \quad (6.2)$$

Où I est l'inactivation (N/N_0) exprimée en log.

6.2 Validation des CT calculés sur les cuves d'ozonation

La validation des CT appliquée à l'échelle réelle n'a été réalisée qu'à l'été 2004. À l'été 2003, le micro-organisme cible et les techniques pour l'échantillonner n'avaient pas encore été identifiés, ce qui ne permet de réaliser la validation biodosimétrique pour cette année.

6.2.1 Conditions d'essais

Afin de pouvoir calculer les CT selon les différentes techniques étudiées, les conditions d'opération des cuves d'ozonation de l'usine Charles-DesBaillets ont été modifiées à quatre reprises. À chaque essai, des mesures d'ozone résiduel ont été prises à l'entrée, au milieu et à la sortie de la cuve d'ozonation étudiée (cuve #5). De plus, pour chaque essai, de l'eau filtrée et ozonée a été ramenée au laboratoire afin de déterminer les log d'inactivation inhérents à chaque condition d'opération. Les détails de ces données se trouvent à l'annexe D. Le tableau 6.5 présente les conditions de chaque essai.

Tableau 6.5 : Conditions d'essais – Variations des conditions d'opération sur les cuves d'ozonation à échelle réelle

Essai	Temps de contact théorique (min)	Débit d'air ozoné (m ³ /s)	Dose d'ozone appliquée (mg/L)	[O ₃]		Inactivation (log)
				[O ₃]* Cellule 1 (mg/L)	[O ₃]** Cellule 2 (mg/L)	
1	3,1	0,27	1,11	0,28	0,09	0,99
2	3,1	0,40	1,62	0,56	0,28	1,27
3	4,7	0,28	1,71	0,52	0,27	0,86
4	4,7	0,41	2,45	0,82	0,37	2,0

* Concentration moyenne dans la cellule

** Concentration résiduelle dans la cellule 2

6.2.2 Calcul des CT

Le tableau suivant présente les CT obtenues d'après les différentes méthodes de calculs. Ces calculs sont expliqués dans les sous-sections qui suivent.

Tableau 6.6 : Calcul des CT (mg*min/L) selon différentes techniques

Essai	CT			
	réglementaires	alternatifs	IDDF	biodosimétriques
1	0,25	0,51	0,39	3,0 ± 0,5
2	0,67	1,00	1,12	3,9 ± 0,6
3	0,88	1,32	1,67	2,5 ± 0,4
4	1,27	1,83	2,20	6,3*

* Note : Le log d'inactivation de cet essai (2,0) est situé hors du champ d'application de la courbe biodosimétrique. Ce résultat est discuté à la section 6.2.2.4 ainsi qu'à la section 6.2.3.

6.2.2.1 Calcul réglementaire

Les CT réglementaires ont été calculés à l'aide de la formule suivante:

$$CT = \left[\left(\frac{C_{R-Cuve1}}{2} \right) * T_1 + (C_{R-Cuve2} * T_2) \times \frac{T_{10}}{T} \right] \quad (6.3)$$

Où : $C_{R-Cuve1}$ correspond au résiduel moyen d'ozone dans la cellule 1;

T_1 correspond au temps de séjour (min) dans la cellule 1;

$C_{R-Cuve2}$ correspond au résiduel moyen d'ozone dans la cellule 2;

T_2 correspond au temps de séjour (min) dans la cellule 2;

T_{10} correspond au temps nécessaire à ce que 10% soit sorti de la cuve;

T correspond au temps de séjour théorique total (min).

Afin de calculer les CT réglementaires, la moyenne des concentrations en ozone mesurées dans la première cellule a été utilisée. Le temps de séjour et l'efficacité hydraulique nécessaires au calcul ont été obtenus à l'aide des travaux de El-Baz (2002).

6.2.2.2 Calcul des CT par la méthode alternative

Le calcul des CT par la méthode alternative est différent pour les deux cellules de contact: pour la première, le calcul est identique à celui de la méthode réglementaire, mais la concentration moyenne totale est utilisée plutôt que la moitié; pour la deuxième cellule, la méthode alternative implique le calcul de l'aire sous la courbe ozone résiduel – temps de contact. L'équation suivante présente le calcul alternatif du CT .

$$CT_{alt} = \left[(C_{moyen1} \times T_1) + \int C_0 e^{-kt} dt \right] \times \frac{T_{10}}{T} \quad (6.4)$$

6.2.2.3 Calcul des CT à l'aide de l'IDDF

Le calcul des CT à l'aide de l'IDDF est effectué en utilisation les modèles développés par EL-Baz en 2002. Le calcul par l'IDDF consiste à calculer l'aire sous la courbe de décroissance :

$$CT_{IDDF} = \int C_f \exp\left(\frac{C_f^{-0,68}}{10^{3,14}}(T-t)\right) \times \frac{1}{2} \sqrt{\frac{1}{\pi \theta l}} \exp\frac{(1-\theta)^2}{4\theta l} dt \quad (6.5)$$

6.2.2.4 CT biodosimétriques

Les CT biodosimétriques sont obtenus à l'aide de la courbe biodosimétrique développée pour l'année 2004. Les CT biodosimétriques sont calculés à l'aide de l'équation de régression trouvée et les log d'inactivation mesurés sur les cuves d'ozonation à échelle réelle. La courbe biodosimétrique doit être utilisée seulement dans ses limites d'application. Comme le démontre le CT obtenu pour l'essai #4, dont le log d'inactivation mesuré se situe hors des limites d'applications de la courbe, les limites d'application doivent être respectées afin d'obtenir des résultats cohérents.

6.2.3 Comparaison entre les différents CT

La figure suivante présente les CT obtenus par les différentes méthodes de calcul. Le log d'inactivation de l'essai 4 étant hors des limites d'application de la courbe biodosimétrique, le CT_{biodosimétrique} obtenu pour cet essai n'est pas comparé aux autres CT.

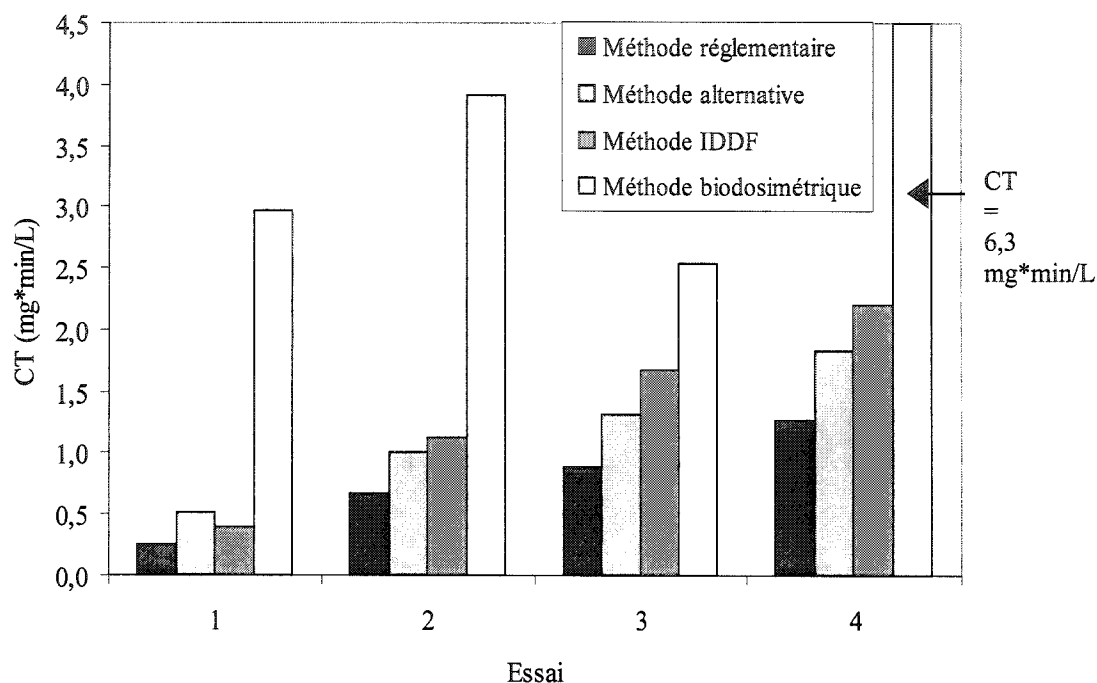


Figure 6.7: Comparaison entre les CT obtenus

La figure 6.7 fournit plusieurs informations. Les résultats trouvés seront discutés au chapitre 7.

- La méthode réglementaire sous-estime les CT réels dans tous les cas. Ce résultat n'est pas surprenant, puisque la méthode réglementaire est la seule méthode testée ne calculant pas du tout l'aire sous la courbe de décroissance de l'ozone, sous-estimant ainsi grandement les véritables CT appliqués.
- La méthode alternative et la méthode de l'IDDF donnent des résultats semblables. La méthode alternative calcule l'aire sous la courbe pour la seconde cellule de la cuve à partir de la concentration moyenne mesurée dans la première cellule. Cette

méthode utilise le paramètre de chicane T_{10}/T pour prendre en compte l'hydraulique de la cuve. La méthode IDDF, quant à elle, utilise le résiduel d'ozone à la sortie de la cuve pour reconstruire le profil du résiduel d'ozone dans les deux cellules. La moitié de la concentration en ozone résiduel obtenue à la sortie de la première cellule est utilisée afin d'établir le profil de décroissance dans la deuxième cellule, profil qui est ensuite couplé au comportement hydraulique dans la cuve, obtenu par essai de traçage. Il n'est donc pas surprenant que les deux méthodes donnent des résultats semblables : la méthode alternative estime mieux le profil de décroissance de l'ozone dans la cellule 2, puisqu'elle utilise la moyenne des résiduels d'ozone mesurés et non la moyenne du résiduel estimé à la sortie de la cellule 1. Par contre, le comportement hydraulique de la cuve est mieux pris en compte par la méthode IDDF, puisque le profil hydraulique a été obtenu par essai de traçage. Finalement, la méthode alternative estime mieux le paramètre C (concentration en ozone) alors que la méthode IDDF estime mieux le paramètre t (temps de contact).

- La méthode biodosimétrique prévoit, pour tous les essais, des CT effectifs beaucoup plus élevés que les CT prédits par les autres méthodes. Cette méthode combine le calcul de l'aire sous la courbe de décroissance de l'ozone aux log d'inactivation observés sur les cuves d'ozonation réelles, ce qui en fait la méthode de prédiction des CT la plus efficace, si les techniques d'obtention des données sont fiables (voir les recommandations à ce sujet).
- Afin d'obtenir une courbe biodosimétrique utile, il est nécessaire que sa limite d'utilisation couvre toutes les situations qui doivent être étudiées. Pour cette étude, la prédiction du CT pour l'essai 4 est à l'extérieur de la plage de prédiction, le log d'inactivation observé étant supérieur à la limite d'utilisation de la courbe. Le CT biodosimétrique obtenu pour l'essai 3 (2,5 mg*min/L) est inférieur au CT biodosimétrique obtenu pour l'essai 2 (3,9 mg*min/L), ce qui est dû à un log d'inactivation mesuré plus faible pour l'essai 3 que pour l'essai 2 (0,86 vs 1,27).

Hors, la dose d’ozone appliquée à l’essai 3 était supérieure à la dose d’ozone appliquée à l’essai 2 (1,71 mg/L vs 1,62 mg/L), ce qui aurait dû résulter en un log d’inactivation plus élevé à l’essai 3. Ce résultat démontre probablement les lacunes encore existantes au niveau de la méthodologie expérimentale.

Chapitre 7 : Discussion

7.1 Modèles prédictifs de la décroissance de l’ozone

7.1.1 Impact du dégazage lors des essais en cuvette

Limiter le dégazage des réacteurs en cuvette permet de se rapprocher de la réalité des conditions prévalant en usine de traitement. Dans un tel cas, la grande hauteur d’eau améliore le taux de transfert qui excède typiquement 90% (MENV, 2002). Dans le cas des essais en cuvette, bien que l’ozone injecté soit déjà dissous, il n’en demeure pas moins qu’un dégazage peut se produire en raison de la volatilité de l’ozone. Il a été démontré que le dégazage des réacteurs en cuvette utilisés pour cette étude était proportionnel à la dose d’ozone appliquée, en concordance avec les résultats présentés par Richard (1994). Afin de limiter ce dégazage, il est recommandé que le montage expérimental se rapproche plus de celui proposé par Hoigné et Bader en 1994 (voir figure 7.1), qui limite le dégazage vers l’atmosphère en utilisant une dispensette pour prélever l’ozone. Afin de limiter d’avantage le dégazage, il faudrait éliminer le col d’air.

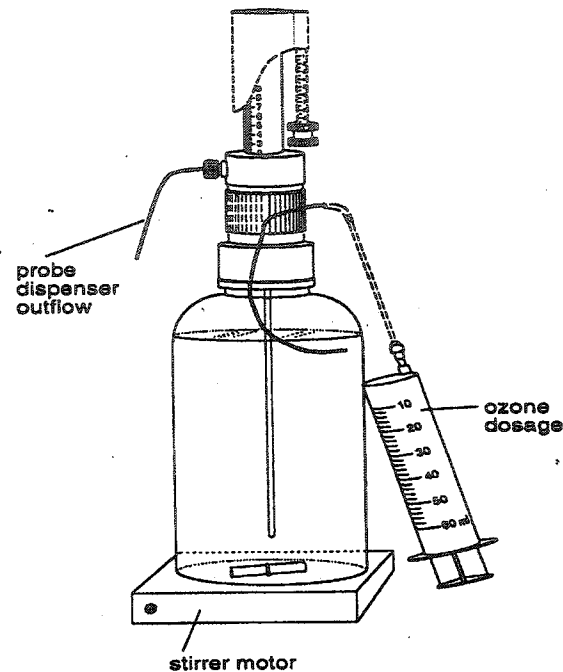


Figure 7.1 : Montage de Hoigné et Bader (1994)

La demande instantanée correspond à 30 à 60% de la dose d’ozone appliquée. Dans les modèles développés, le dégazage n’a pas été pris en compte. Le dégazage a été estimé au chapitre 5 :

$$\text{Dégazage} = 0,213 \times DA \quad (7.1)$$

Où DA est la dose d’ozone appliquée en mg/L. Selon cette relation, environ 21% de la dose appliquée est perdue en raison du dégazage. Cette relation pourrait permettre de corriger les valeurs de DA utilisées dans les modèles prédictifs afin de tenir compte du dégazage dans les prédictions :

$$DA = DA - 0,213 \times DA \quad (7.2)$$

ou
$$DA = 0,787 \times DA \quad (7.3)$$

Cependant, la valeur du dégazage observée est somme toute raisonnable. Dans le cas où un concepteur désirerait utiliser les modèles descriptifs à des fins de conception, il est recommandé de ne pas corriger pour le dégazage, ce qui permet d'incorporer un facteur de sécurité dans l'évaluation de la demande immédiate.

7.1.2 Décomposition de la variance

Cette section identifie les sources de variance attribuables aux différentes variables du modèle, à la qualité de l'eau et à l'erreur expérimentale afin de pouvoir les hiérarchiser par ordre d'importance.

7.1.2.1 Variance de la demande instantanée en ozone

La variance non expliquée des modèles développés se calcule de la façon suivante :

$$\text{Variance inexpliquée} = 1 - R^2 \quad (7.4)$$

Cette variance se décompose en deux parties : l'erreur expérimentale et la variance due à la qualité de l'eau. Le schéma qui suit illustre la subdivision proposée de la variance :

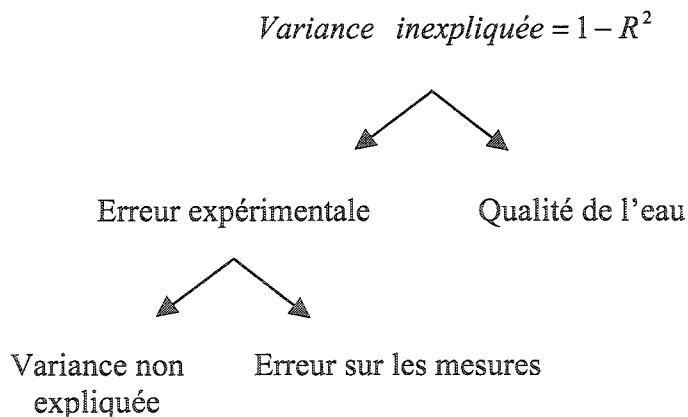


Figure 7.2 : Décomposition de la variance non expliquée

Afin de déterminer la part de la variance expliquée par la qualité de l'eau, la différence entre la moyenne des corrélations trouvées pour les modèles journaliers et la corrélation des modèles globaux est calculée (voir équation 7.5). Les modèles journaliers ne sont pas soumis aux variations de la qualité de l'eau, ces derniers ayant été développés pour une seule journée d'échantillonnage, alors que les modèles globaux la prennent en compte indirectement puisqu'ils considèrent toutes les données recueillies. Cette situation explique que les modèles globaux aient des coefficients de corrélation plus faibles que les modèles journaliers. Il est posé que la différence entre ces corrélations fournit une estimation de la variance due aux variations de la qualité de l'eau.

$$\text{Variance expliquée par la qualité de l'eau} = \overline{R^2_{\text{journaliers}}} - R^2_{\text{global}} \quad (7.5)$$

L'erreur expérimentale comprend l'erreur due aux mesures en elles-mêmes. Pour la demande instantanée, l'erreur sur les mesures se calcule comme suit :

$$\text{Erreur sur les mesures} = \sqrt{E_{DA}^2 + E_{C_0}^2} \quad (7.6)$$

Où E_{DA} et E_{C_0} sont respectivement l'erreur sur la dose d'ozone appliquée (DA) et l'erreur sur la concentration initiale en ozone (C_0). L'erreur sur C_0 a été déterminée à la section 5.2 et vaut 16%. La dose d'ozone appliquée a été déterminée à l'aide d'un spectrophotomètre et l'erreur sur cette mesure est faible : elle est évaluée à 2%.

Le reste de la variance non expliquée est appelée variance résiduelle et est attribuée aux manipulations, aux erreurs de modélisation et à d'autres facteurs inconnus. Cette fraction de la variance se calcule ainsi :

$$\begin{aligned} \text{Variance résiduelle} = 1 - R^2 - \text{Variance due à la qualité de l'eau} \\ - (\text{Erreur sur les mesures})^2 \end{aligned} \quad (7.7)$$

Le tableau suivant résume la répartition de la variance pour les modèles prédictifs globaux.

Tableau 7.1 : Explication de la variance pour les modèles globaux prédisant la demande instantanée en ozone

Usine / Type d'eau	R ² (%)	Qualité de l'eau (%)	Erreur sur les mesures (%)	Variance résiduelle (%)
Repentigny – ED	48	13	3	36
Repentigny – EF	40	19	3	38
Rosemère – ED	52	33	3	12
Rosemère – EF	56	6	3	35
Montréal – EB	57	9	3	31
Montréal – EF	41	26	3	30
Eaux confondues	45	-	-	-

L'influence de la qualité de l'eau reflète la différence entre la fiabilité des modèles journaliers et globaux. C'est pour les modèles développés pour l'eau décantée de Rosemère et pour l'eau filtrée de Montréal qu'elle a l'influence la plus grande (33 et 26%). L'influence de la qualité de l'eau sur le modèle pour l'eau brute de Montréal est très faible (9%), alors qu'il était attendu qu'elle y joue un rôle plus important, puisque l'eau ne subit aucun traitement. Il est également surprenant de remarquer que le modèle pour l'eau filtrée de Montréal est plus touché par les variations de la qualité de l'eau que le modèle pour l'eau brute.

La variance résiduelle est semblable d'une eau à l'autre, sauf pour l'eau décantée de Rosemère. Pour cette eau, les modèles journaliers développés sont particulièrement bons par rapport au modèle global, ce qui explique la forte influence de la qualité de l'eau. Il est important de noter que la variance attribuable au fait qu'un modèle d'ordre 1 fut sélectionné pour décrire la décroissance fait partie de la variance résiduelle. Cette analyse suggère donc qu'environ 30% de la variance est probablement attribuable au fait que le recours à une cinétique d'ordre 1 ne décrit pas toujours parfaitement la décroissance de l'ozone dans les eaux naturelles.

Pour toutes les eaux, c'est la dose d'ozone appliquée qui explique la plus grande partie de la variance.

7.1.2.2 Variance du taux de décroissance

La variance inexpliquée se calcule et se décompose de la même façon qu'exposé à la section précédente. Comme la constante de décroissance a été modélisée d'après la dose d'ozone appliquée (DA) et la température (T), l'erreur sur les mesures est calculée en dérivant d'abord l'équation suivante par rapport à DA (la dose d'ozone appliquée) et ensuite par rapport à T, la température:

$$k = e^{a \times DA + \frac{b}{T} + c} \quad (7.8)$$

L'erreur sur les mesures se calcule ensuite en extrayant la racine carrée de la sommation du carré des dérivés partielles :

$$\text{Erreur sur les mesures} = \sqrt{\left(\frac{\partial k}{\partial DA}\right)^2 + \left(\frac{\partial k}{\partial T}\right)^2} \quad (7.9)$$

Tableau 7.2 : Répartition de la variance de la modélisation globale de la constante de décroissance

Usine / Type d'eau	Modèle (%)			Qualité de l'eau (%)	Erreur sur les mesures (%)	Variance résiduelle (%)	Total (%)
	DA	T	Total				
Repentigny – ED	23,5	23,5	47	21	< 1	32	100
Repentigny – EF	50	18	68	17	< 1	15	100
Rosemère - ED	46	24	70	8	< 1	22	100
Rosemère – EF	49	32	81	0	< 1	19	100
Montréal – EB	39	25	64	17	< 1	19	100
Montréal - EF	42	17	59	31	< 1	10	100

L'influence de la qualité de l'eau sur les modèles est sensiblement la même sur toutes les eaux, à l'exception du modèle pour l'eau filtrée de Montréal et de ceux développés pour les eaux de Rosemère. Le cas de Montréal laisse supposer que les variations de qualité d'eau y ont été plus importantes que pour les autres eaux, rendant ainsi le modèle global moins fiable que les modèles journaliers. À Rosemère, la fiabilité des modèles journaliers et globaux est semblable, ce qui explique la faible influence de la qualité de l'eau sur les modèles. Pour l'eau filtrée de Rosemère, cette influence est nulle, puisque le modèle global développé a une variance expliquée plus élevée que la moyenne des variances expliquées des modèles journaliers. Cette situation peut s'expliquer par la faible variation dans le temps des paramètres physico-chimiques de cette eau.

La dose d'ozone appliquée a une importance plus importante que la température sur la variance expliquée par le modèle, sauf pour l'eau décantée de Repentigny, où l'effet de la dose appliquée et de la température sont égaux. Pour les autres modèles, la dose d'ozone appliquée explique entre 60 et 74% de la variance expliquée par les modèles.

La température explique la fraction restante de la variance expliquée par les modèles, soit entre 26 et 40%.

L'erreur sur les mesures est très faible pour toutes les usines (<1%). La variance résiduelle varie entre 10% (eau filtrée de Montréal) et 32% (eau décantée de Repentigny). Elle constitue une part aussi importante de la variance que la qualité de l'eau. Elle peut être expliquée en partie par des erreurs sur le type de modélisation choisi pour le taux de décroissance.

7.1.3 Étendue de la caractérisation requise pour caractériser la demande en ozone d'une eau naturelle

Afin d'établir la fréquence et la durée des échantillonnages nécessaires à la caractérisation de la demande en ozone d'une eau naturelle, la sensibilité des modèles prédictifs a été étudiée. Pour ce faire, l'erreur de prédiction des modèles a été utilisée pour calculer le nombre d'essais requis afin de s'assurer de déterminer adéquatement la valeur moyenne.

7.1.3.1 Modélisation de la demande instantanée en ozone

Pour les modèles prédisant la demande instantanée sans considérer la qualité de l'eau, une seule variable de modélisation est utilisée, soit la dose d'ozone appliquée. Cette variable soutient donc toute la variance expliquée et, pour améliorer ces modèles, il faudrait tester plus de doses appliquées, ou du moins effectuer les essais en duplicata, l'augmentation du nombre d'essais permettant de faire diminuer les intervalles de confiance sur les modèles.

Le modèle considérant la qualité de l'eau compte trois variables, soit la dose d'ozone appliquée, l'absorbance UV et le COT. L'ajout des paramètres physico-chimiques n'apporte pas une amélioration significative de la corrélation du modèle, ce qui démontre que la dose appliquée contrôle les modèles. Cette situation est probablement due au fait que le COT et l'absorbance UV n'étaient pas très variables pour les eaux étudiées (0,019 - 0,064). Par ailleurs, la modélisation de la demande instantanée incluant la température a produit des coefficients de régression non significatifs pour ce paramètre.

Le nombre d'échantillons nécessaires pour un certain niveau d'incertitude est déterminé tel que suggéré par le *Standard Methods* (1060 B.5) :

$$N \geq \left(\frac{t \times s}{U} \right)^2 \quad (7.10)$$

Dans cette équation, N est le nombre d'échantillons requis, le paramètre t est la statistique de Student reflétant le niveau de confiance voulu, la valeur de s est l'écart-type et l'indice U est le niveau d'incertitude acceptable. Afin d'établir un abaque permettant de déterminer le nombre d'échantillons nécessaires, deux modèles prédictifs ont d'abord été utilisés : le modèle pour l'eau filtrée de Repentigny ($R^2 = 40\%$, pire variance expliquée) et le modèle pour l'eau brute de Montréal ($R^2 = 57\%$ meilleure variance expliquée). Cependant, les deux modèles ont donné des résultats très semblables, ce qui montre que les erreurs de prédiction (s) des deux modèles sont en fait similaires. L'abaque a donc été construit avec un seul modèle et est présenté à la figure suivante.

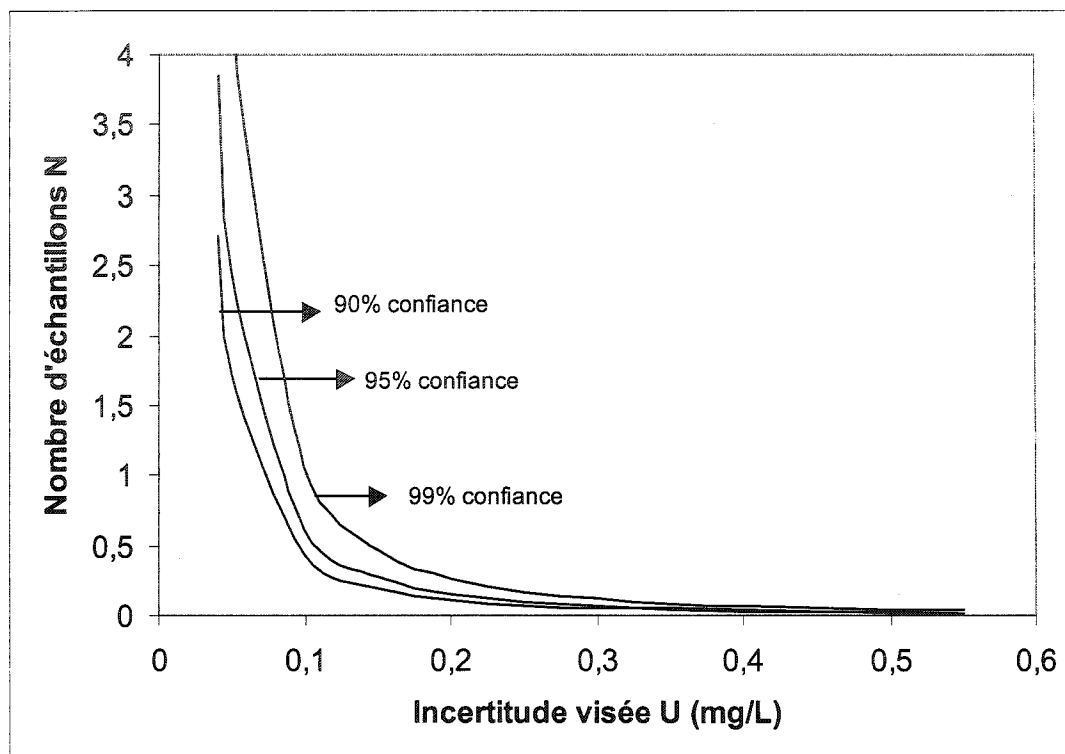


Figure 7.3 : Abaque déterminant le nombre d'échantillons pour un certain niveau de confiance – $D0$

Le nombre N d'échantillons nécessaires pour un faible niveau d'incertitude est faible. Par exemple, seulement 1 échantillon est nécessaire pour atteindre une incertitude de 0,1 mg/L pour un niveau de confiance de 99%.

7.1.3.2 Modélisation de la constante de décroissance

La modélisation de la constante de décroissance, sans égard à la qualité de l'eau, implique deux variables, soit la dose d'ozone appliquée et la température de l'eau. Les modèles sont plus sensibles à la dose appliquée qu'à la température, la dose expliquant

en moyenne 60% de la variance expliquée (R^2) alors que la température explique l'autre 40%. Cette observation s'applique aussi au modèle englobant tous les types d'eau.

Le modèle incluant la qualité de l'eau est fonction de la dose appliquée, de la température, du carbone organique total (COT) et de l'alcalinité. Encore une fois, la dose appliquée explique la plus grande partie de la variance expliquée (50%). Les deux paramètres physico-chimiques n'expliquent au total que 8% de la corrélation du modèle, le COT étant plus important que l'alcalinité. L'ajout de la qualité de l'eau au modèle fait augmenter le coefficient de corrélation par rapport aux modèles globaux (63 versus 69%).

Afin de déterminer le nombre d'échantillons nécessaires pour obtenir un certain niveau de confiance, la procédure suivie à la section précédente est reprise. Les modèles utilisés sont celui développé pour l'eau décantée de Repentigny ($R^2 = 47\%$) et celui développé pour l'eau filtrée de Rosemère ($R^2 = 81\%$). Comme pour la demande immédiate en ozone, la différence produite par les deux modèles n'est pas significative. Un seul a donc été utilisé. L'abaque produit est montré à la figure suivante :

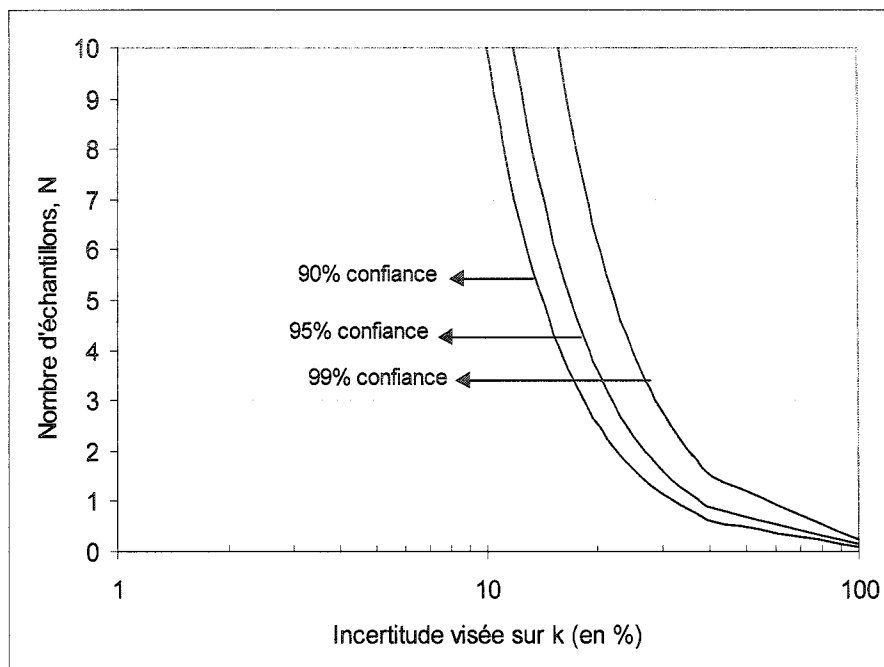


Figure 7.4 : Abaque déterminant le nombre d'échantillons pour un certain niveau de confiance – k

Le nombre d'échantillons nécessaires pour satisfaire un niveau de confiance varie rapidement en fonction de l'incertitude recherchée : pour un niveau de confiance de 90%, 1 seul échantillon est nécessaire pour atteindre une incertitude de 30%, alors que 10 échantillons sont nécessaires pour atteindre une incertitude de 10%.

7.1.4 Comparaisons avec les modèles existants dans la littérature scientifique

7.1.4.1 Demande instantanée en ozone ($D0$)

Peu d'auteurs modélisent la demande instantanée en ozone (Park et al., 2001) ou la calculent (Gallard et al., 2003), mais tous la considèrent en fonction de la dose d'ozone

appliquée seulement. Les deux auteurs mentionnés ont étudié des eaux naturelles, ce qui permet de comparer leurs résultats avec ceux obtenus durant cette étude.

Gallard et al. (2003) ont mesuré la demande immédiate en ozone pour des températures variant entre 5 °C et 30 °C. Les doses d'ozone appliquées étudiées varient entre 0,5 et 2,0 mg/L, ce qui est comparable avec les doses étudiées dans cette étude. Les auteurs n'ont caractérisé leurs eaux que par l'absorbance UV, qui est semblable (moyenne de 0,023 cm⁻¹ pour Gallard vs 0,03 cm⁻¹ pour cette étude) à celle des eaux étudiées. Toutefois, le modèle prédictif incluant la qualité de l'eau a montré que l'absorbance UV a une influence négligeable sur la valeur de la demande instantanée en ozone. La figure suivante résume les résultats de Gallard :

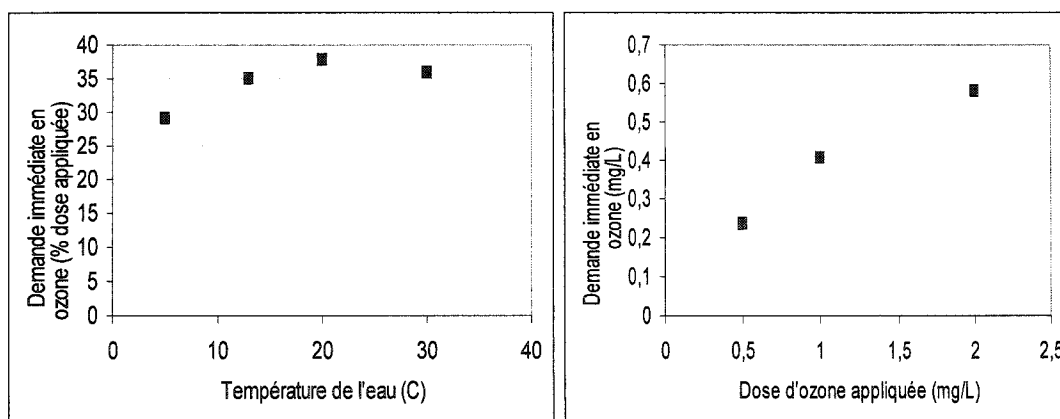


Figure 7.5 : Résultats de Gallard et al. (2003)

Les résultats de Gallard et al. (2003) montrent que l'indépendance de la température ne peut être assumée sans vérification statistique, leurs résultats laissant prévoir une relation directement proportionnelle modérée entre la température et la demande immédiate. Les résultats concernant la relation entre la demande immédiate et la dose d'ozone appliquée sont conformes aux résultats de cette étude, la demande immédiate augmentant de façon linéaire avec la dose appliquée.

Les auteurs ont exprimé la demande instantanée en ozone en pourcentage de la dose d'ozone appliquée; leurs résultats varient entre 20 et 70% de consommation, pour une consommation moyenne de 38%. Pour la présente étude, les consommations observées varient entre 30 et 70%, pour une valeur moyenne de 49%, ce qui est plus élevé que pour l'étude de Gallard et al.(2003). Cette différence peut s'expliquer par le dégazage plus faible obtenu par Gallard et al., le montage expérimental utilisé par les auteurs ayant été inspiré directement de Hoigné et Bader (1994).

Les résultats de Park et al. (2001) sont présentés à la figure suivante. La qualité des eaux de surface analysées par Park et al. (2001) est comparable à celle des eaux étudiées dans ce travail sauf en ce qui a trait au COT, qui est plus élevée (3 mg/L vs 5,2 mg/L pour Park).

Les différences entre les résultats obtenus pour l'eau brute et l'eau filtrée laissent présager une interaction de la matière organique sur la demande instantanée, tel qu'il a été trouvé lorsque les paramètres physico-chimiques de l'eau ont été introduits aux modèles globaux. Park et al. (2001) ont aussi trouvé que la demande instantanée en ozone augmente avec la dose d'ozone appliquée. Ces auteurs ont testé des doses appliquées variant entre 1 et 6 mg/L, ce qui confirme que la relation linéaire entre ces variables est valide jusqu'à des doses d'ozone appliquées très élevées.

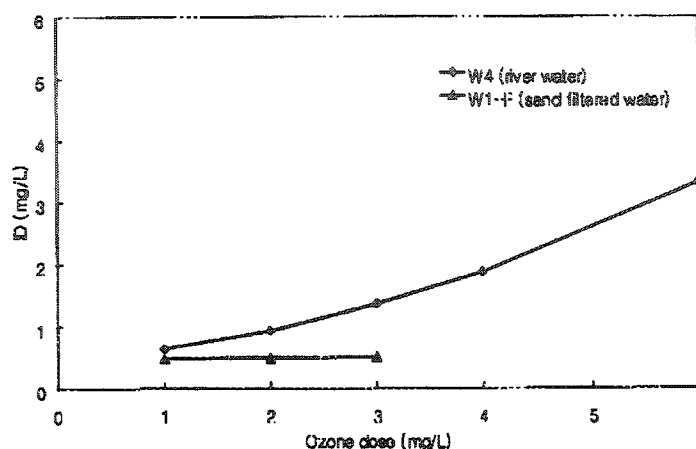


Fig. 4. Effect of ozone dose on the ID values in W4-river water and W1F-sand filtered river water; W4-river water (TOC=5.2mg/L, pH=7.2, alkalinity=30 mg/L as CaCO_3), W1F-sand filtered river water (TOC=0.7 mg/L, pH=7.5, alkalinity=15 mg/L as CaCO_3).

Figure 7.6 : Résultats de Park et al. (2001)

Park et al. (2001) ont étudié une eau brute et une eau traitée dont la teneur en COT varie (5,2 mg/L pour l'eau brute et 0,7 mg/L). Cette variation explique la différence entre les deux courbes obtenues.

7.1.4.2 Taux de décroissance (k)

7.1.4.2.1 Comparaison avec d'autres modèles existants

Oke et al. (1998) proposent de considérer que la valeur de la constante de cinétique change constamment durant la décroissance de l'ozone, afin de prendre en considération les changements de la qualité de l'eau durant le processus d'oxydation. Les principaux changements sont dus à la dégradation de la matière organique, laquelle est reflétée par une diminution de l'absorbance UV.

Selon cette approche, la constante de décroissance doit être mesurée entre chaque mesure (approche dite de pas à pas). Afin de vérifier si cette approche produit des

résultats statistiquement différents de l'approche utilisée au chapitre 5, les constantes de décroissance pour l'eau filtrée de Montréal, échantillonnée en janvier et en juillet 2004, ont été évaluées selon les deux approches ($N = 14$). Les tests statistiques ont montré que les deux méthodes de calcul ne produisaient pas des résultats statistiquement différents ($p < 0.05$). La démarche suivie durant ce projet afin d'obtenir la constante cinétique k n'aurait donc pas bénéficié de l'approche de Oke et al. (1998).

Cette analyse tend à montrer que les changements de la qualité de l'eau au cours de la décroissance n'influence pas nécessairement significativement le taux de décroissance. Toutefois, les eaux qui ont été étudiées ne sont pas très chargées, contrairement aux eaux analysées par Oke et al. (1998) et c'est probablement pourquoi les deux méthodes de calcul ne donnent pas de résultats statistiquement différents. De plus, les temps de contact étudiés (moins de 12 min) sont inférieurs à ceux de ces auteurs (20 min). Il est possible qu'une différence significative se produise pour des temps supérieurs à 12 minutes.

Les essais d'ozonation en cuvée ont tous été effectués pour des temps de contact variant entre 4 et 12 minutes. Selon Oke et al. (1998), ces temps de contact ne permettent pas d'observer le comportement global de l'ozone, qui, toujours selon ces mêmes auteurs, serait, pour les eaux naturelles, régi par deux phases n'ayant pas la même cinétique. Ces auteurs suggèrent que la première phase soit régie par une cinétique d'ordre 1 alors que la seconde obéit à une cinétique d'ordre 2. Plusieurs auteurs soutiennent également ces observations (Hoigné et Bader, 1994; Zhou et al., 1994; Siddiqui et al., 1994). La figure suivante, inspirée de Oke et al. (1998), montre une décroissance biphasique. Sur la figure, la concentration en ozone résiduel est exprimée sous forme de logarithme naturel afin de marquer plus facilement le passage à la seconde phase de décroissance. Cette vérification a été effectuée sur toutes les courbes de décroissance obtenues.

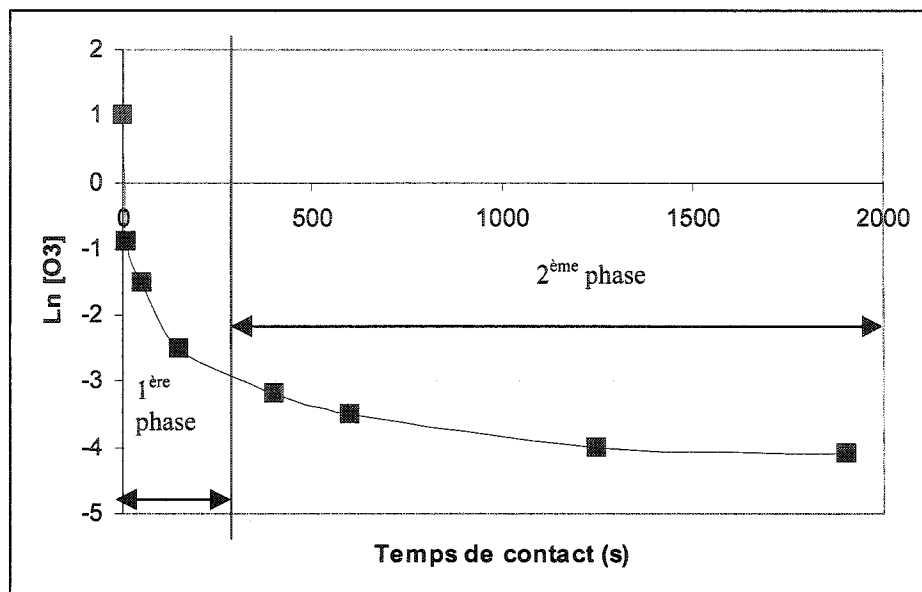


Figure 7.7 : Exemple de décroissance biphasique (inspiré de Oke et al., 1998)

Bien que les temps de contact étudiés durant la présente étude soient représentatifs des temps de contact observés sur les cuves d’ozonation à échelle réelle, les deux phases de décroissance n’ont pu être observées pour aucun des essais réalisés. La majorité des essais ont donné des résultats à la limite de la cinétique d’ordre 1, le passage à la cinétique d’ordre 2 ne pouvant être détecté. Pour les essais à faibles doses d’ozone appliquées, comme l’ozone a été généralement été consommé en entier, le passage à la phase 2 est inexistant (voir figure 7.8).

Les biais et les sous-estimations de la constante de décroissance observés pour la majorité des modèles prédictifs globaux (voir chapitre 5) pourraient s’expliquer par un changement dans la cinétique de réaction vers la fin des essais. Afin d’améliorer les modèles globaux, les essais devraient être étendus à des temps de contact allant jusqu’à 20 minutes (Oke et al., 1998), afin de pouvoir déterminer à quel moment la cinétique de décroissance passe à un ordre 2. Cela permettrait une modélisation plus précise de la

première phase de décroissance, qui est représentative des temps de contact typiques dans les cuves d'ozonation. Tout de même, la modélisation utilisée dans cette étude demeure tout à fait applicable aux règles de conception qui demandent de concevoir les nouvelles cuves d'ozonation pour un temps de contact de 10 minutes. Selon Oke (1998), à 10 minutes de temps de contact, la seconde phase de décroissance n'est pas enclenchée.

La figure suivante présente deux cas typiques observés durant les essais en cuvée, soit la consommation complète de l'ozone appliqué (gauche) et l'atteinte de la limite de l'ordre 1 (droite). Le premier de gauche a été observé sur les eaux de Montréal en janvier 2004, 10 °C pour 1,0 mg/L d'ozone appliqué. Le cas de droite a été observé sur l'eau filtrée de Repentigny, en février 2004, à 22 °C, pour 2,26 mg/L d'ozone appliquée.

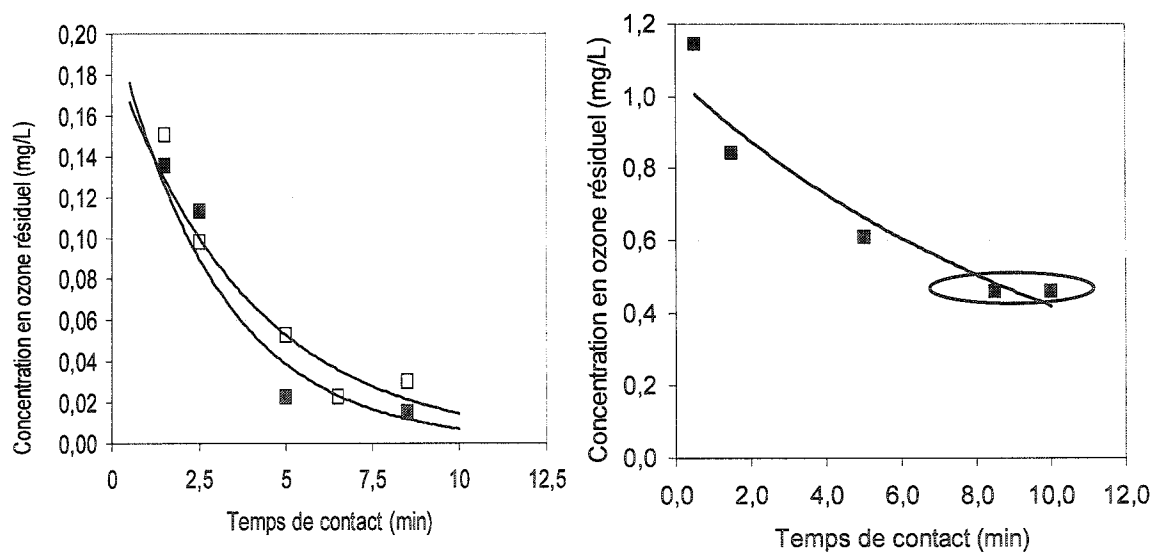


Figure 7.8 : Consommation totale typique de l'ozone pour une faible dose appliquée
Eaux brutes (□) de Montréal et filtrées (■) de Montréal et Repentigny

La faible teneur en COT des eaux étudiées (valeur maximale observée : 3,00 mg/L pour l'eau décantée de Rosemère) peut aussi expliquer que le passage à la phase 2 de

décroissance n'ait pas été détecté. Siddiqui et al. (1997) ont testé des eaux naturelles à 5 mg/L de COT et ont observé le passage à la seconde phase vers 3 minutes de temps de contact pour une dose appliquée d'ozone de 2,0 mg/L.

7.1.4.2.2 Comparaison des données de décroissance

Plusieurs auteurs ont étudié le comportement du taux de décroissance k . Gallard et al. (2003) ont mesuré les constantes de décroissance pour des températures variant entre 5 et 30 °C et des doses d'ozone appliquées variant entre 0,5 et 2,0 mg/L sur une même eau avant et après une pré-oxydation. Aucun modèle n'a été proposé par ces auteurs; les données ont donc été analysées de la même façon que l'ont été les données recueillies de cette étude afin de produire un modèle prédictif. Il a été impossible pour ces auteurs de développer un modèle prédictif significatif. Même en tenant compte de la qualité de l'eau (séparation entre les données pré-oxydées et non pré-oxydées), les coefficients n'étaient pas significatifs.

Gallard et al. (2003) n'ont fait que 24 essais et leur plan expérimental n'était pas symétrique, la majorité des essais (19/24) ayant été effectués à 20 °C. Même en ne gardant que ces données, afin d'éliminer un possible biais, un modèle prédictif significatif n'a pu être développé.

Siddiqui et al. (1997) ont développé un modèle prédictif intégrant la qualité de l'eau et la dose d'ozone appliquée valide seulement à 15 °C (N = 15):

$$k_d = 3,31 \times 10^{-3} \times pH^{4,28} \times UV^{1,81} \times Alcalinité^{0,226} \times DA - 1,02$$

($R^2 = 88\%$) (7.11)

Comme les auteurs précisent une correction pour la température, ce modèle a été appliqué aux données de cette étude afin de comparer les prédictions fournies par le

modèle de Siddiqui et al. (1997) et celles fournies par le modèle global incluant la qualité de l'eau développé dans cette étude. Les résultats de cette analyse sont présentés à la figure suivante.

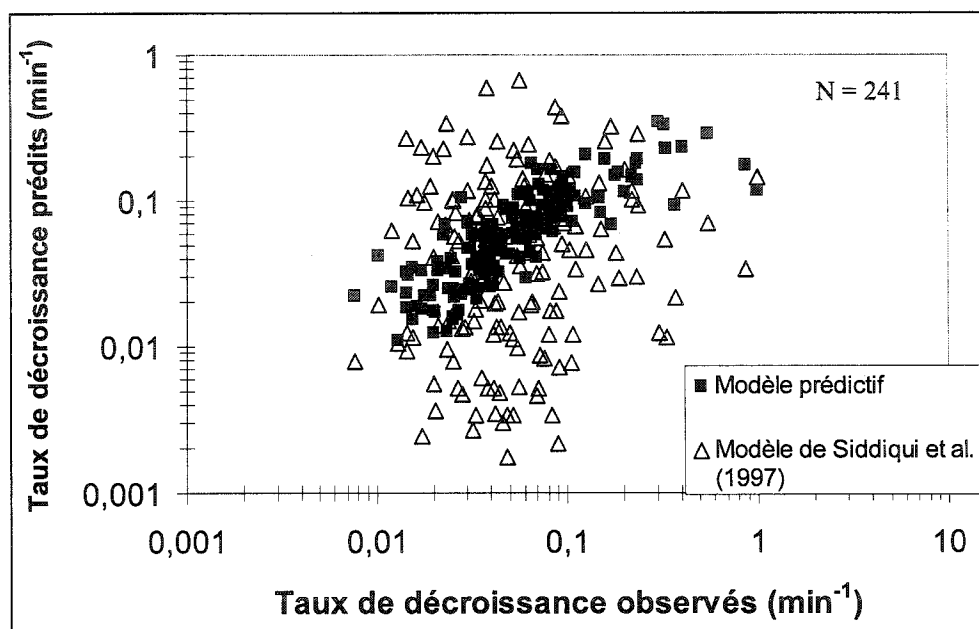


Figure 7.9 : Comparaison entre le modèle de Siddiqui et al. (1997) et la modèle prédictif incluant la qualité de l'eau

La figure précédente montre que le modèle de Siddiqui prédit beaucoup moins bien les taux de décroissance observés que le modèle développé incluant la qualité de l'eau. Ces auteurs ont développé ce modèle à partir de seulement 15 observations. La relation entre l'erreur sur le modèle de Siddiqui et la température a été testée mais n'est pas significative.

Certains auteurs (Siddiqui et al., 1994, Sohn et al., 2004) ont modélisé le taux de décroissance k en fonction des paramètres physico-chimiques de l'eau, de la dose appliquée d'ozone et de la concentration en ions bromures (Br^-). Comme ce paramètre n'a pas été mesuré durant cette étude, il n'est pas possible de comparer les modèles de

ces auteurs avec les modèles développés. Plusieurs auteurs (Kim et al., 2002 ; Cho et al., 2002 ; Marinas et al., 1993 ; Wu et Masten, 2001) optent de modéliser le taux de décroissance seulement en fonction du taux de disparition de l’ozone dans le temps sans tenir compte des paramètres physico-chimiques et de la température de l’eau. Cette étude montre que ces paramètres doivent être inclus dans un modèle prédictif. De plus, la comparaison avec le modèle de Siddiqui et al. (1997) montre que le nombre d’observations doit être élevé afin que le modèle soit efficace.

7.1.5 Influence de la qualité de l’eau sur les prédictions

L’ajout de la qualité de l’eau dans les modèles prédictifs a eu un effet positif léger (prédiction du taux de décroissance) ou nul (prédiction de la demande instantanée en ozone). La qualité des eaux étudiées a peu varié au courant de l’étude, comme le montrent ces courbes d’évolution du carbone organique total, paramètre présent dans les deux modèles prédictifs (de k et $D0$).

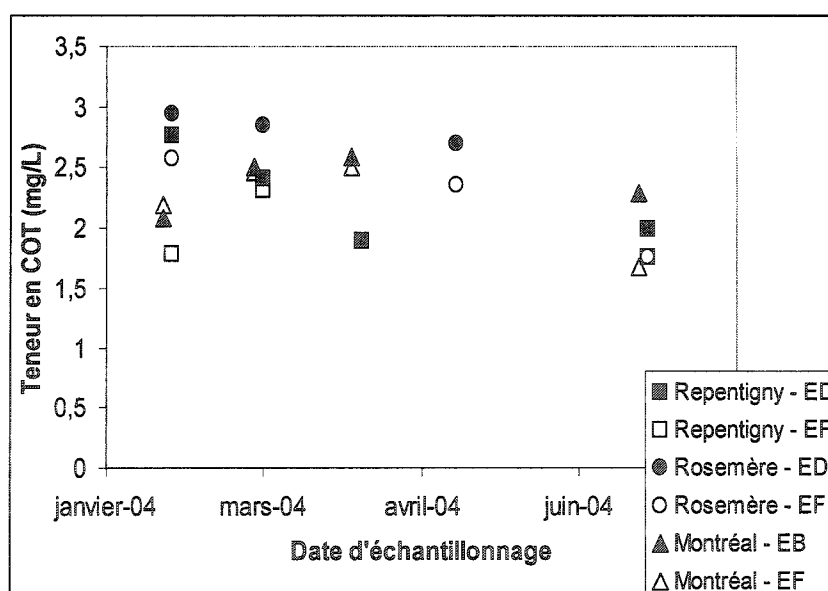


Figure 7.10 : Évolution du COT

La faible variation de la qualité de l'eau explique la faible amélioration provoquée par son inclusion dans les modèles prédictifs. Afin que la qualité de l'eau produise un effet plus marqué, il aurait fallu comparer des eaux plus différentes, comme par exemple l'eau brute de Repentigny avec l'eau décantée et filtrée de la même usine. L'eau brute du St-Laurent est de trop bonne qualité pour produire une différence importante avec l'eau traitée ou en cours de traitement.

Des essais ont été réalisés sur l'eau brute de Repentigny et sur l'eau brute de la ville A. Ces résultats permettent de démontrer que l'effet de la qualité de l'eau a été négligeable dans cette étude, mais qu'elle ne peut l'être entre des eaux (d'une même usine) dont les différences sont plus marquées (figure suivante). Sur la figure, les températures et les doses d'ozone appliquées sont semblables ($T = 22\text{ }^{\circ}\text{C}$, $DA = 2,0\text{ mg/L}$), ce qui permet de comparer les résultats.

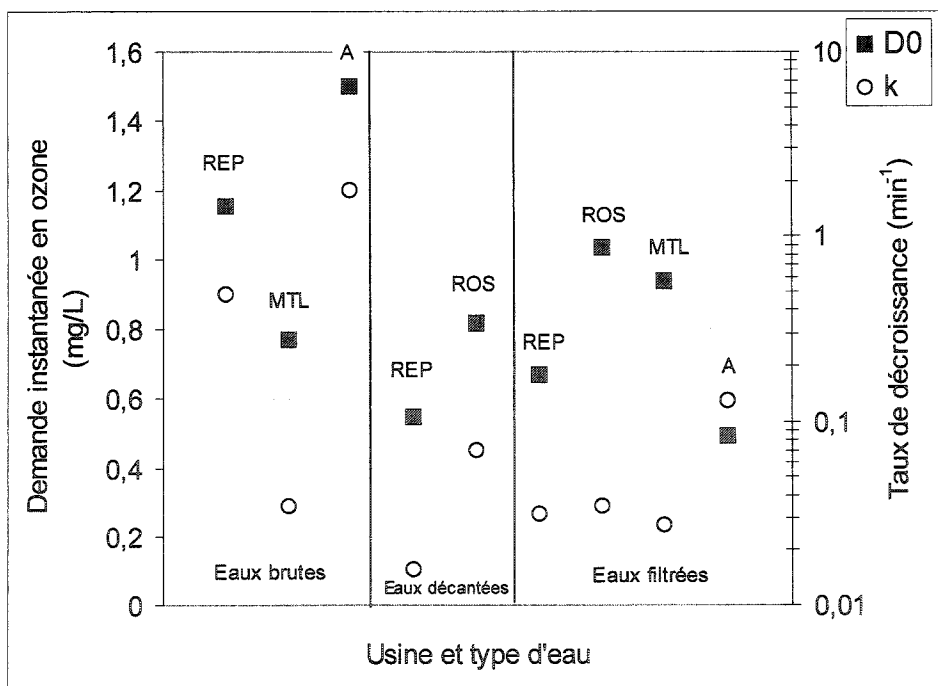


Figure 7.11: Influence de la qualité de l'eau sur $D0$ et k (REP : Repentigny, ROS : Rosemère, MTL : Montréal)

Tel que montré à la figure précédente, les résultats de l'eau brute diffèrent grandement des résultats des eaux décantées et filtrées, à l'exception des eaux de Montréal. La figure montre aussi que la différence entre les résultats obtenus pour les eaux décantées et les résultats obtenus pour les eaux filtrées sont semblables.

7.2 Validation biodosimétrique des CT

7.2.1 Calcul des CT dans les cuves existantes : Effet de la concentration en ozone dans la cellule de dissolution

La concentration en ozone dans la cellule de dissolution d'une cuve d'ozonation à échelle réelle a une influence sur la décroissance de l'ozone dans la cellule de contact et donc sur le calcul du CT. Cinq mesures ont été prises dans la cellule de dissolution de la cuve #5 de l'usine Charles-DesBaillets à Montréal. À l'aide de ces mesures, le profil de l'ozone dans la cellule a pu être établi. Ce profil est présenté à la figure suivante.

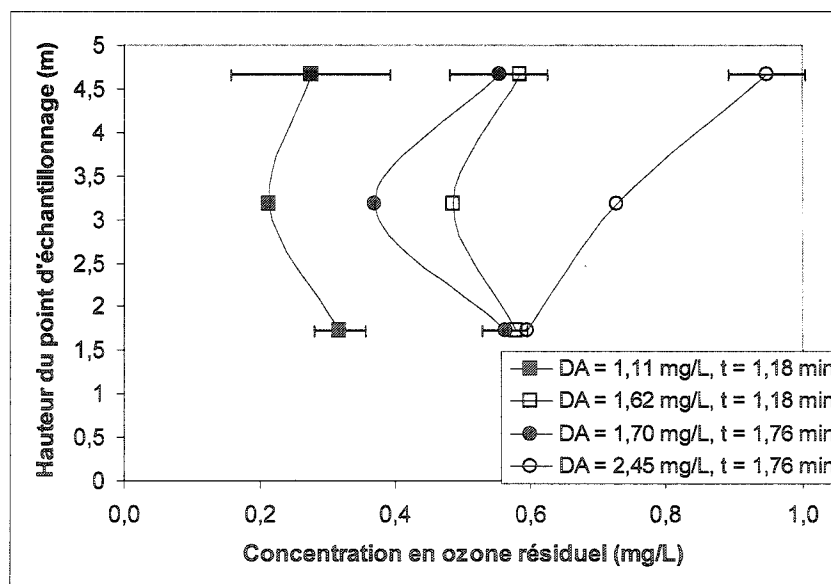


Figure 7.12 : Profils de l'ozone dans la cellule de dissolution

Sauf pour l'essai à 2,45 mg/L d'ozone appliqué, les profils d'ozone obtenus sont fidèles à l'étude de El-Baz (2002). Selon cette étude, une zone morte se situe vers le milieu de la cellule. C'est donc à cet endroit que le temps de contact est le plus important entre l'eau et l'ozone, ce qui explique la concentration en ozone résiduel plus faible observée vers le milieu de la cuve (El-Baz, 2002).

Afin de comparer l'effet de la concentration en ozone dans la cellule de dissolution sur le calcul des CT, deux approches sont comparées : le calcul du CT_{10} réglementaire pour la première cellule et un calcul du CT considérant la répartition de l'ozone dans la première cellule. Ces deux méthodes de calcul, valides pour la cellule de dissolution seulement, sont expliquées aux équations suivantes :

$$CT_{reg} = \frac{C_{res}}{2} * T_1 \quad (7.12)$$

$$CT_{répartition} = C_{moyen1} * T_1 \quad (7.13)$$

Dans ces équations, T_1 correspond au temps de contact dans la cellule de dissolution, C_{res} correspond à la concentration en ozone résiduel à la sortie de la première cellule et C_{moy} correspond à la concentration moyenne en ozone résiduel dans la première cellule.

Les CT ont été calculés de ces deux façons pour les essais réalisés sur les cuves d'ozonation à échelle réelle présentées à la section 6.2.1. Les résultats sont présentés au tableau suivant.

Tableau 7.3 : Influence de la concentration en ozone résiduel dans la cellule de dissolution sur le calcul du CT

Essai	CT _{reg} mg*min/L	CT _{répartition} mg*min/L	Différence (%)
1 : DA = 1,11 mg/L, T ₁ = 1,18 min	0,17	0,32	88
2 : DA = 1,62 mg/L, T ₁ = 1,18 min	0,33	0,65	96
3 : DA = 1,70 mg/L, T ₁ = 1,76 min	0,46	0,87	89
4 : DA = 2,45 mg/L, T ₁ = 1,76 min	0,72	1,33	84

L'utilisation de la concentration moyenne en ozone résiduel plutôt que de la moitié de la concentration résiduelle à la sortie de la cellule permet pratiquement de doubler le CT réglementaire calculé pour la 1^{ère} cuve, ce qui démontre que la méthode de calcul réglementaire sous-estime les véritables CT.

7.2.2 Décomposition des CT

Pour une dose d'ozone appliquée et une température, les CT disponibles peuvent être décomposés de la façon suivante :

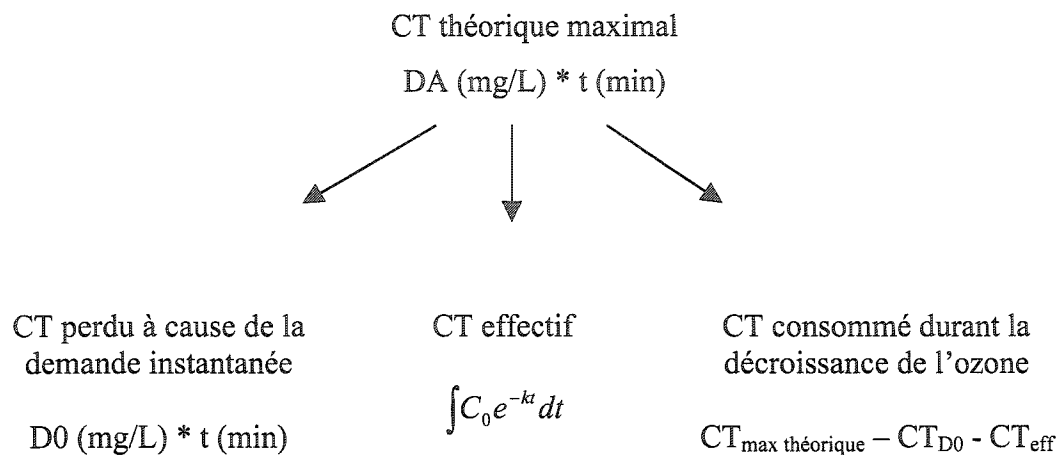


Figure 7.13 : Décomposition des CT

L'influence de la dose d'ozone appliquée et de la température sur la décomposition des CT a été étudiée à partir d'un modèle journalier choisi au hasard. Le modèle qui a été choisi est celui pour l'eau brute de Montréal de février 2004. Ce modèle a permis d'obtenir la demande instantanée en ozone $D0$ et le taux de décroissance k . Deux températures ont été testées, soit 4 °C et 20 °C. Les doses d'ozone appliquées testées varient entre 0,5 et 3,0 mg/L. Les résultats obtenus, exprimés en pourcentage du CT maximal théorique (variant entre 5 et 30 mg*min/L), sont illustrés à la figure suivante.

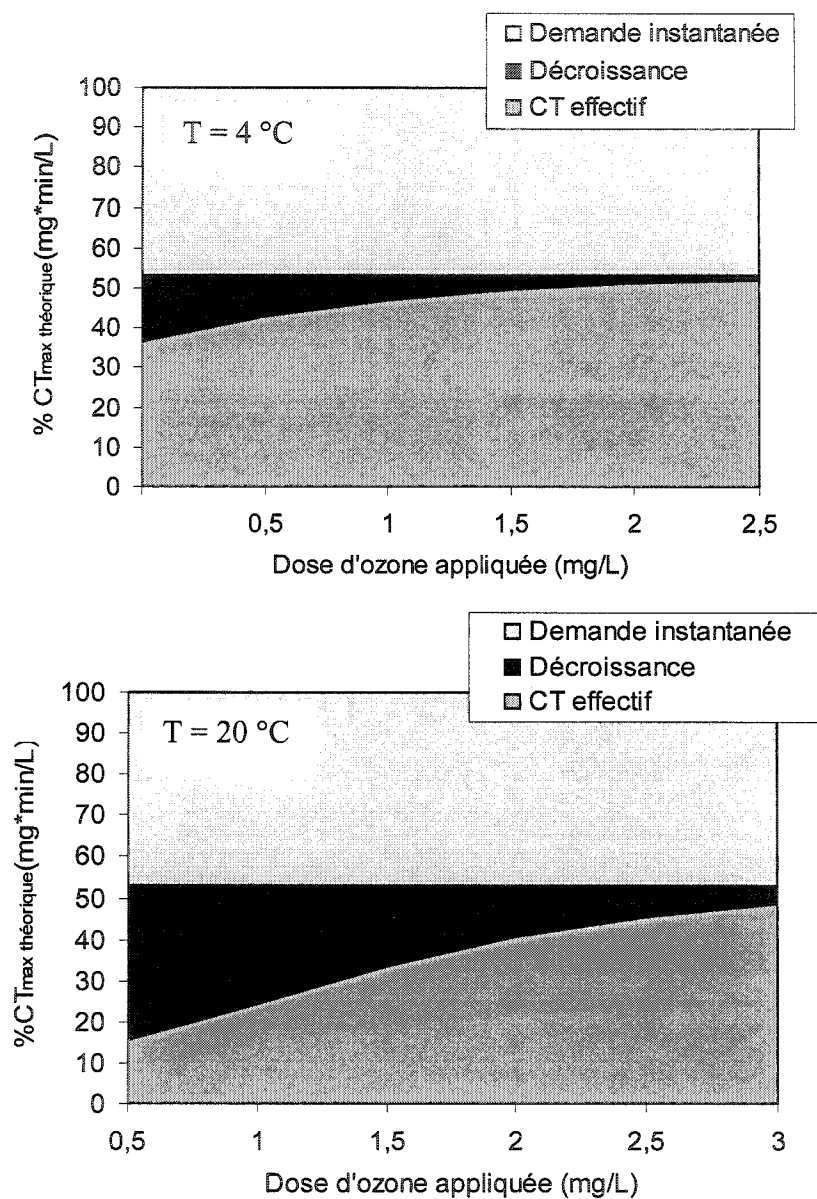


Figure 7.14 : Influence de la dose d'ozone appliquée et de la température sur la décomposition des CT

Tel que montré à la figure précédente, l'augmentation de la dose d'ozone appliquée stabilise l'ozone, ce qui implique une diminution de la consommation de l'ozone et une

augmentation du CT effectif. La température accélère la décomposition de l’ozone. Il faut en effet appliquer une dose d’ozone plus élevée à forte température qu’à basse température pour stabiliser la consommation d’ozone (2,5 mg/L à 20 °C vs 1,5 mg/L à 4 °C).

7.2.3 Calcul du CT sur le montage pilote

Cette section recense les sources d’erreurs potentielles liées au calcul du CT sur le montage pilote.

7.2.3.1 Paramètre T

La distribution des temps de contact sur le pilote a été obtenue à l’aide d’un essai de traçage au fluor réalisé par El-Baz (2002), à partir duquel le paramètre T_{50} a été extrait. Le facteur T_{10}/T a été évalué après l’essai de traçage et a donné une valeur de 0,77. Cette valeur, proche de 1, montre que l’écoulement est proche d’un écoulement piston, ce qui supporte l’utilisation du T_{50} comme estimation du temps de contact.

Après le traçage, le pilote a subi quelques modifications mineures (appareils de mesure de débits et de pression) sans qu’un nouveau traçage ait été effectué. Il a été jugé que ces modifications ne devraient pas changer la distribution des temps de séjour. Afin d’améliorer l’obtention des CT sur le pilote, il serait prudent d’effectuer un nouveau traçage afin de vérifier cette supposition.

7.2.3.2 Paramètre C

Les mesures d’ozone résiduel ont été pour la plupart réalisées à l’aide de seringues étanches. Peu de dégazage peut donc être attribué aux mesures d’ozone résiduel

effectuées sur le montage pilote. Il est peu probable que ce paramètre soit responsable de la variabilité de la courbe biodosimétrique.

7.2.3.3 Incertitude sur les CT biodosimétriques

La figure suivante, tirée de la courbe de référence biodosimétrique (figure 6.6), permet de déterminer l'incertitude en pourcentage sur les CT biodosimétriques.

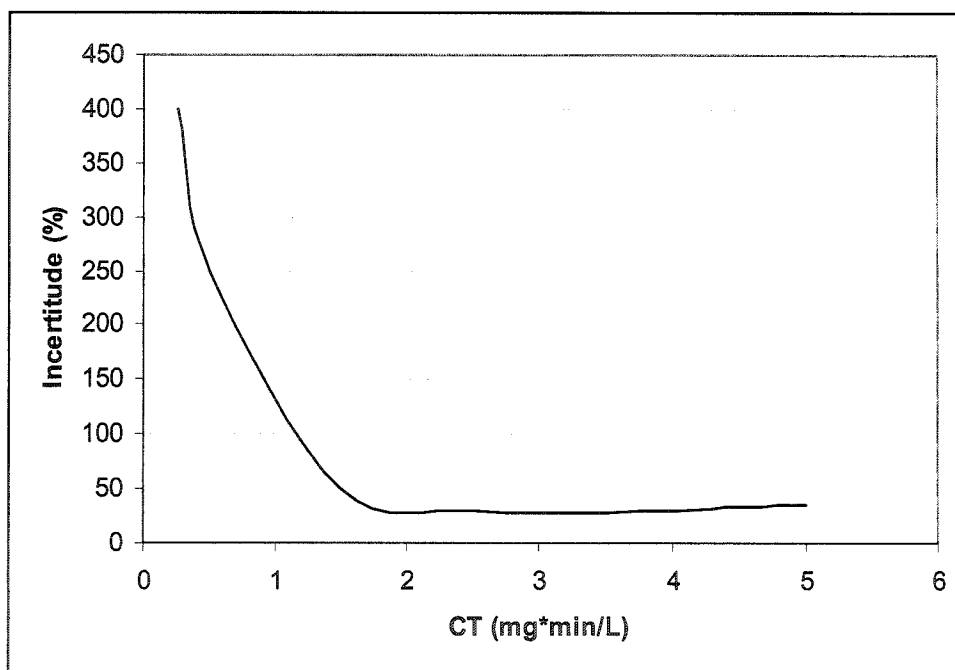


Figure 7.15 : Incertitude sur les CT biodosimétriques

Tel que montré à la figure précédente, l'incertitude sur les CT se stabilise vers 2 mg*min/L à une valeur d'environ 30%.

7.2.4 Obtention des log d'inactivation

7.2.4.1 Choix du micro-organisme cible

Le problème majeur rencontré lors du développement de la courbe biodosimétrique a concerné le choix du micro-organisme cible. Plusieurs essais ont été effectués avec les comptes totaux viables (TVC-activité estérase), la concentration des spores aérobies sur site et les BHA. Les spores ont été retenues parce qu'elles présentaient la meilleure répétabilité des décomptes bactériens et que la technique d'échantillonnage était simple et bien connue.

Toutefois, la densité de spores aérobies dans les eaux étudiées étant faible, et souvent sous la limite de détection de la méthode, il n'a été possible de mesurer des inactivations que pour les eaux de Montréal en eaux chaudes. Pour les autres saisons, la concentration en spores n'était pas assez élevée pour obtenir des comptes significatifs et, souvent, aucune colonie ne poussait. Pour Repentigny et Rosemère, la concentration de spores a été trop faible en tout temps et aucune donnée d'inactivation n'a pu être recueillie. Cette contrainte majeure a non seulement limité le nombre de données disponibles mais également entraîné des mesures incertaines, car près des limites de détection. Pour cette raison, les conclusions qui peuvent être tirées de ce travail doivent être considérées comme préliminaire.

Afin d'élargir l'application de la validation des CT par biodosimétrie, il est nécessaire de développer une technique d'échantillonnage permettant de recueillir suffisamment du micro-organisme cible afin d'obtenir des décomptes bactériens significatifs et ce, en tout temps de l'année. La technique doit de plus offrir des résultats répétables.

7.2.4.2 Variation des décomptes de BSA

Les variations observées dans les décomptes bactériens peuvent être expliquées par la loi de Poisson (*Standard Methods*, 9222 B.) présentée à l'équation suivante :

$$f(x) = \frac{e^{-\lambda} \lambda^x}{x!} \quad (7.14)$$

Où x est le nombre d'événements et λ la moyenne. À partir de la loi de Poisson, il est possible de déterminer les intervalles de confiance à 95% prédisant la reproductibilité de comptes bactériens. Ces intervalles de confiance sont présentés à la figure suivante :

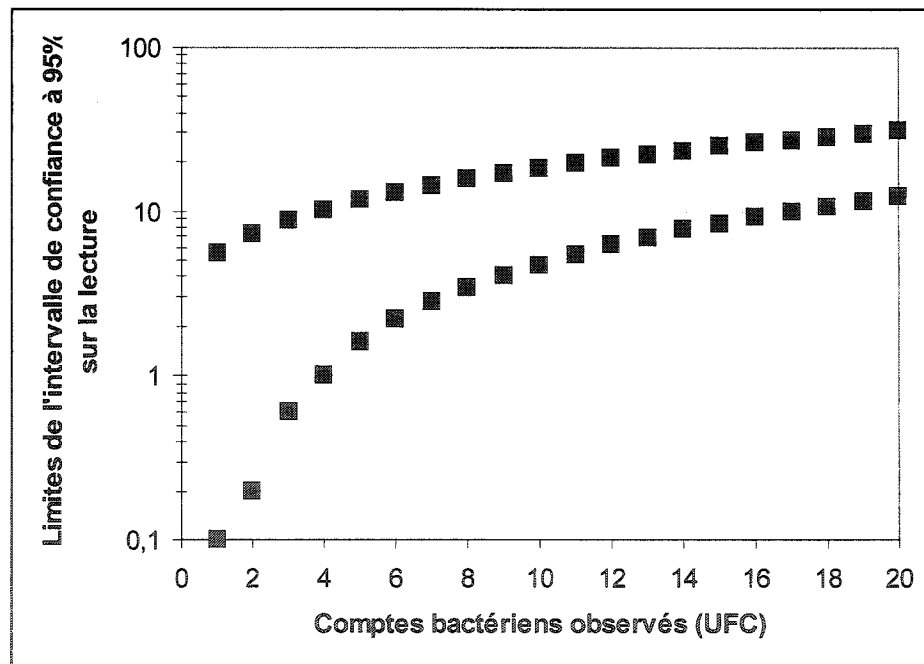


Figure 7.16 : Intervalles de confiance sur les décomptes bactériens de BSA

La figure précédente montre que l'intervalle de confiance diminue lorsque le nombre colonies de BSA augmente. Lorsque, comme dans cette étude, le nombre de colonie est faible (<10), l'erreur sur la lecture augmente. Par exemple, l'erreur sur le calcul du log d'inactivation entre l'eau filtrée (EF) et l'eau ozonée (EO) se calcule de la façon suivante :

$$\begin{aligned} \text{Log } d' I &= \log(EF/EO) \\ \text{Erreur sur log } d' I &= \sqrt{\text{Erreur}_{EO}^2 + \text{Erreur}_{EF}^2} \\ \text{Erreur}_{EO \text{ et } EF} &= \frac{\log(\text{limite sup intervalle confiance}) - \log(\text{limite inf intervalle de confiance})}{2} \end{aligned} \quad (7.15)$$

L'inactivation entre une mesure de 10 UFC à l'eau filtrée et une mesure de 5 UFC à l'eau ozonée vaut donc $0,3 \pm 0,5$ log. Pour de petits comptes bactériens l'erreur sur le log d'inactivation peut être plus élevée que l'inactivation elle-même.

La figure 7.13 explique la grande source d'erreur sur les inactivations mesurées dans cette étude. L'échelle des intervalles de confiance, exprimée en log sur la figure, montre que, plus le nombre d'observations est élevé, plus la probabilité de variation sur la lecture est petite. Pour cette étude, tel que mentionné, sur la plupart des pétris, moins de 10 colonies de BSA ont poussé. L'erreur sur de telles lectures est élevée, comme l'erreur sur le log d'inactivation. Afin de limiter l'erreur sur l'inactivation et améliorer ainsi la courbe de référence biodosimétrique, il est important de trouver une technique d'échantillonnage et/ou un micro-organisme cible permettant d'obtenir un nombre de colonies plus élevé afin d'obtenir des mesures plus fiables.

7.2.5 Incertitude sur la courbe biodosimétrique

Les courbes d'incertitude sur les CT et les log d'inactivation développées aux sections 7.2.3.3 et 7.2.4.2 permettent de déterminer l'incertitude sur la courbe de référence biodosimétrique pour une mesure de spores donnée à l'eau filtrée.

La courbe de référence biodosimétrique est utilisée afin d'associer des inactivations à des CT. Ensuite, le nombre de spores à l'eau ozonée est calculé pour chaque inactivation à l'aide de la mesure de spores à l'eau filtrée. Les mesures de spores à l'eau filtrée et à l'eau ozonée permettent de déterminer l'incertitude sur les inactivations bactériologiques. L'incertitude sur les CT ayant déjà été déterminée, l'incertitude totale sur la courbe biodosimétrique peut être calculée.

Pour des fins de démonstration, une mesure de spores à l'eau filtrée typique des essais réalisés durant cette étude a été choisie, soit 50 UFC. Les résultats obtenus sont montrés à la figure suivante.

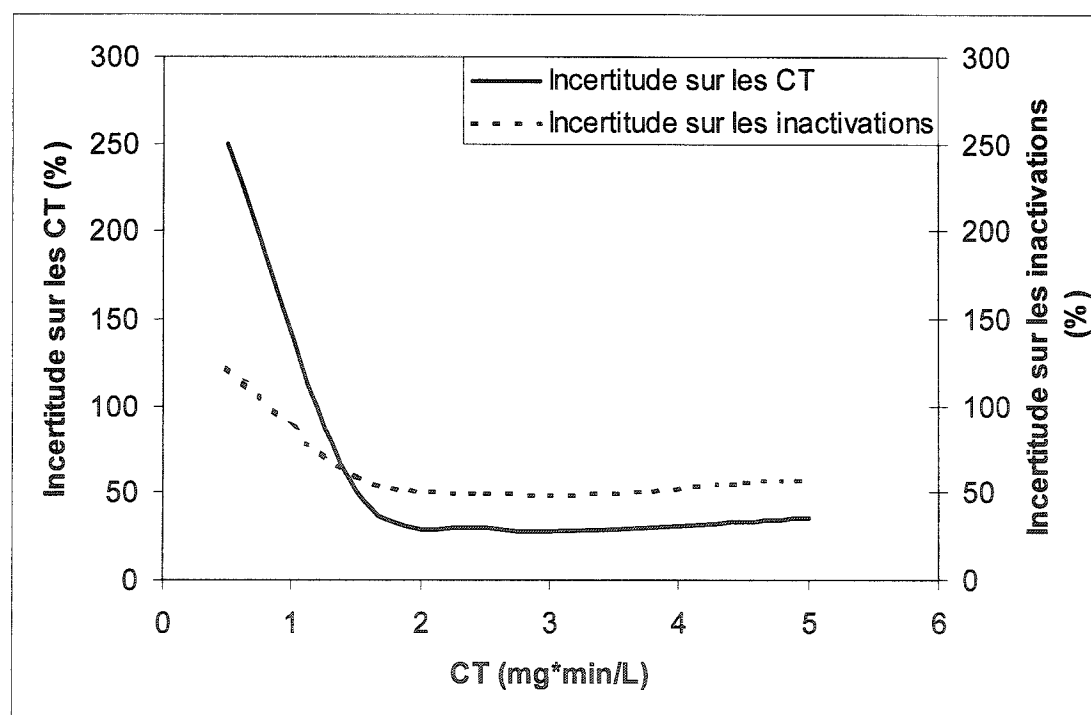


Figure 7.17 : Incertitude sur la courbe de référence biodosimétrique

Les incertitudes montrées à la figure 7.17, ont été obtenues de deux façons : à l'aide des intervalles de confiance à 95% sur la courbe de référence biodosimétrique pour l'incertitude sur les CT et à partir de la théorie (loi de Poisson) pour l'incertitude sur les inactivations. Les deux courbes ont la même allure, ce qui indique que l'incertitude donnée par les mesures (obtenue à l'aide de la courbe biodosimétrique) correspond bien à l'incertitude prévue par la théorie. Ce résultat montre que la méthodologie utilisée dans cette étude, bien que nécessitant encore plusieurs améliorations, semble être sur la bonne voie.

La figure 7,17 montre aussi qu'il est possible d'obtenir des incertitudes faibles, en pourcentage, sur les CT et sur les inactivations. Il n'est donc pas nécessaire de choisir lequel des deux paramètres de la courbe sera le plus précis. Lorsque la méthodologie sera améliorée, il est à prévoir que les deux courbes d'incertitude se confondront l'une dans l'autre.

7.2.6 Comparaison entre les CT

Les CT obtenus par les diverses méthodes montrent la hiérarchie dans la valeur des méthodes : la méthode réglementaire prévoit les CT les plus petits, la méthode alternative et la méthode IDDF prédisent des CT semblables et la méthode biodosimétrique prévoit des CT beaucoup plus élevés que les autres méthodes.

D'abord, la sous-estimation des CT par la méthode réglementaire a été démontrée par l'étude de El-Baz (2002) qui a développé un modèle IDDF pour les eaux de Montréal et a comparé les CT obtenus par les deux méthodes. Toutefois, le modèle développé par El-Baz est malgré tout conservateur, puisqu'il se base sur la moitié de la concentration en ozone résiduel à la sortie de la cellule de dissolution pour évaluer le profil de décroissance dans les cellules de contact. Hors, il a été montré à la section 7.2.1 que le choix de la concentration en ozone résiduel dans la cellule 1 avait une influence

considérable sur le calcul du CT. C'est pour cette raison que les résultats donnés par le modèle de El-Baz se rapprochent des résultats obtenus par la méthode alternative plutôt que des résultats biodosimétriques.

Les CT obtenus par biodosimétrie sont tout de même élevés par rapport aux résultats de l'IDDF, les CT biodosimétriques étant de 1,5 à 7,6 fois plus élevés que les CT IDDF. Cette différence ne peut s'expliquer que par le conservatisme du modèle IDDF ou par l'incertitude sur les CT biodosimétriques. Il semble que la courbe de référence biodosimétrique développée surestime les CT. Tel que discuté à la section 7.2.3, les calculs de CT sur le pilote ne devraient pas être la plus grande source d'erreur. Il semble que les inactivations aient été sur-évaluées, même si les essais ont été faits en duplicata. La technique d'échantillonnage des spores doit être améliorée afin d'obtenir de meilleures validations biodosimétriques des CT.

Chapitre 8 : Conclusions

Cette étude avait deux objectifs principaux : la modélisation de la décroissance de l’ozone dans six types d’eaux différents et la validation biodosimétrique du calcul des CT.

La modélisation de la décroissance de l’ozone a montré l’importance de la dose appliquée sur la demande instantanée en ozone (100% de la variance expliquée par les modèles) et sur le taux de décroissance (60% de la variance expliquée par les modèles en moyenne). La température a un effet négligeable sur la demande immédiate en ozone alors qu’elle a un effet significatif sur le taux de décroissance, expliquant en moyenne 40% de la variance.

L’inclusion de la qualité de l’eau dans les modèles a eu un faible effet positif sur la modélisation du taux de décroissance et un effet nul sur la modélisation de la demande instantanée. Toutefois, la qualité des eaux étudiées a peu varié au courant de l’étude. La comparaison avec des essais faits antérieurement sur l’eau brute de Repentigny laisse croire que la qualité de l’eau influence en fait la décroissance bien que son effet fut négligeable durant la présente étude.

L’approche de modélisation adoptée pour le taux de décroissance (cinétique d’ordre 1) est valide pour les temps de contact observés en usine et pour des eaux peu chargées en carbone organique total ($< 3 \text{ mg/L}$). Lorsque la teneur en COT est plus élevée, il est nécessaire de vérifier si la décroissance adopte un comportement biphasique.

La validation biodosimétrique des CT est une approche de validation des CT prometteuse. La technique utilisée dans cette étude demande plusieurs raffinements afin que les résultats soient utilisables, principalement au niveau de la mesure de

l'inactivation à l'échelle réelle. L'obtention des CT sur le pilote-contacteur a donné de bons résultats, bien que les CT soit affectés d'une incertitude moyenne de 30%. Des ajustements méthodologiques devraient permettre de réduire cette incertitude.

La température a une influence limitée sur la répartition de l'ozone. À 4 °C, la part du CT effectif est plus importante qu'à 20 °C (46% versus 35%), alors que la part du CT théorique maximal (Dose d'ozone appliquée * t) consommée par la décroissance est plus faible à 20 °C (7% à 4 °C pour 18% à 20 °C). La dose d'ozone appliquée contrôle cette répartition et représente 50% du CT théorique maximal.

L'importance de la concentration en ozone dans la cellule de dissolution des cuves d'ozonation à échelle réelle sur le calcul des CT a été démontré comme étant importante. La différence entre l'utilisation de la concentration moyenne en ozone plutôt que la moitié de la concentration à la sortie de la cellule (calcul réglementaire) dans les calculs de CT a produit une différence supérieure à 80%, ce qui démontre que le calcul du CT₁₀ réglementaire sous-estime les véritables CT.

En conclusion, les modèles prédictifs développés se basent sur de nombreuses observations (N > 200) et seront utiles aux intervenants dans le domaine de l'eau potable. La modélisation de la demande en ozone sur un aussi grand échantillon d'eaux de surface est une première au Québec.

La validation des CT par biodosimétrie présente encore quelques lacunes, mais la poursuite de son étude est nécessaire considérant les résultats obtenus dans cette étude. Il est nécessaire de vérifier si les CT biodosimétriques obtenus durant la présente étude sont réellement aussi élevés par rapport aux CT prédits par la technique de l'IDDF. Si tel était le cas, la capacité des usines de traitement serait beaucoup plus élevée que ce qui est considéré présentement, ce qui constituerait un gain énorme pour les exploitants, en démontrant la surcapacité des installations existantes.

Références

AMY, G., et al. 1997. *Formation and Control of Brominated Ozone By-Products*. Rapport AWWARF #90714. 72 p.

AMY, G. et al. 1998. *Empirically Based Models for Predicting Chlorination and Ozonation By-Products : Haloacetic acids, Chloral Hydrate, and Bromate*. EPA Report CX 819579.

APHA, AWWA, WPCF. 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18^e Édition. American Public Health Association inc. Washington, D.C. 1527 p.

CABAJ, A. et al. 1996. « Biodosimetry : Model Calculations for UV Water Disinfection Devices With Regard to Dose Distributions ». *Water Research*. 30 : 4. pp. 1003-1009.

CARLSON, K. et al. 2001. *Implementation of the Integrated Disinfection Design Framework*. Rapport AWWARF #90848. 152 p.

CHO, M. et al. 2002. « Effect of pH and Importance of Ozone Initiated Radical Reactions In Inactivating *Bacillus subtilis* Spore ». *Ozone Science & Engineering*. Volume 24. pp. 145-150.

CRAIK, S.A. et al. 2003. « Effect of Turbulent Gas-Liquid Contact in a Static Mixer on *Cryptosporidium parvum* Oocyst Inactivation by Ozone ». *Water Research*. Volume 37. pp. 3622-3631.

DORÉ, M. 1989. *Chimie des oxydants et traitement des eaux*. Techniques et Documentation – Lavoisier. Paris. 505 p.

DUCOSTE, J. et al. 2001. « The Integrated Disinfection Design Framework Approach to Reactor Hydraulics Characterization ». *Journal of Water Supply : Research and Technology – AQUA*. 50 : 4. pp. 245-261.

EL-BAZ, Géraldine. Décembre 2002. *Développement d'un modèle de calcul de la performance des unités de désinfection (Application aux usines Chomedey et DesBaillets)*. Mémoire de maîtrise. École Polytechnique de Montréal.

GALLARD, H. et al. 2003. « Disinfection and Oxydation Efficiency of Ozone Reactors ». *Journal of Water Supply : Research and Technology – AQUA*. 52 : 4. pp. 277-290.

GYÜREK, L. et FINCH, G. Septembre 1998. « Modeling Water Treatment Chemical Disinfection Kinetics », *Journal of Environmental Engineering*. pp. 789-793.

HAAS, C et JOFFE, J. 1994. « Disinfection under Dynamic Conditions : Modification of Hom's Model for Decay ». *Environmental Science Technology*. 28 : 7. pp. 1367-1369.

HOIGNÉ, J. 1994. « Characterization of Water Quality Criteria for Ozonation Processes. Part I : Minimal Set of Analytical Data ». *Ozone Science & Engineering*. Volume 16. pp. 113-120.

HOIGNÉ, J. et BADER, H. 1981. « Determination of Ozone in Water by the Indigo Method ». *Water Research*. Volume 15. pp. 449-456.

HOIGNÉ, J. et BADER, H. 1994. «Characterization of Water Quality Criteria for Ozonation Processes. Part II : Lifetime of Added Ozone». *Ozone Science & Engineering*. Volume 16. pp. 121-134.

HUNT, N. et MARINAS, B. 1999. « Inactivation of *E. coli* with Ozone : Chemical and Inactivation Kinetics ». *Water Research*. 33 : 11. pp. 2633-2641.

IPCS. 2000. *Environmental Health Criteria 216 : Disinfectants and Disinfectant By-Products*. WHO. Genève. 499 p.

KIM, J-H. et al. Juin 2002. « Inactivation of *Cryptosporidium* Oocysts in a Pilot-Scale Ozone Bubble-Diffuser Contactor . I : Model Development ». *Journal of Environmental Engineering*.

LEUKER, G. 1999. « Description and Application of Biodosimetry – A Testing Procedure for UV Systems ». *J. Water SRT – Aqua*. 48 : 4. pp. 154-160.

LEV, O., et REGLI, S. 1992. « Evaluation of Ozone Disinfection Systems : Characteristic Concentration C ». *Journal of Environmental Engineering*. 118 : 4. pp. 477-494.

LEVENSPIEL, O. 1972. *Chemical Reaction Engineering, An Introduction to the Design of Chemical Reactions*. 2nd Edition. John Wiley & Sons. New York. 501 p.

MARINAS, B. et al. 1993. « Modeling Hydrodynamics and Ozone Residual Distribution in a Pilot-Scale Ozone Bubble-Diffuser Contactor ». *Journal of AWWA*. 85 : 3. pp. 90-99.

MARINAS, B. et al. 1999. « Assessing Ozone Disinfection With Nonbiological Surrogates ». *Journal of AWWA*. 91 : 9. pp. 79-89.

MENV. 2001. *Règlement sur la qualité de l'eau potable. Loi sur la qualité de l'environnement*, L.R.Q.c. Q-2. Québec, 29 mai 2001.

MENV, 2002, *Guide de conception*.

<http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm>

MORIOKA, T. et al. 1997. « Study of the Reactor With Down-Flow Injection on the Characteristics of Ozonation ». *Water Science and Technology*. 36 : 12. pp. 367-374.

MUROYAMA, K. et al. 1999. « Hydrodynamics and Computer Simulation of an Ozone Oxidation Reactor for Treating Drinking Water ». *Chemical Engineering Science*. Volume 54. pp. 5285-5292.

MYSORE, C., et al. 2002. « Selection of an Ozone Dissolution System for the Tampa Bay Regional Water Treatment Plant ». IOA.

MYSORE, C. et al. 2003a. « Improvement of the Ozonation Process Through the Use of Static Mixer, Periodic Report 3 ». *Préparation d'un rapport de l'AWWARF*. 79 p.

MYSORE, C. et al. 2003b. *Impact of Water Quality on the Inactivation of Bacterial and Viral Pathogens*. Rapport AWWARF #90972F. 164 p.

OKE, N. et al. 1998. « An Empirical Analysis of Ozone Decay Kinetics in Natural Waters ». *Ozone Science & Engineering*. Volume 20. pp. 361-379.

PARK, H. et al. 2001. « Characterization of Raw Water for the ozone Application Measuring Ozone Consumption Rate ». *Water Research*. 35 : 11. pp. 2607-2614.

RICHARD, Y. 1994. « Ozone Water Demand Test ». *Ozone Science & Engineering*. Volume 16. pp. 355-365.

SIDDIQUI, M. et al. 1994. « Empirically and Theoretically-Based Models for Predicting Brominated Ozonated By-Products ». *Ozone Science & Engineering*. 16 : 2. pp. 157-178.

SIDDIQUI, M. et al. 1995. « Bromate Ion Formation : a Critical Review ». *Journal of AWWA*. 87 : 10. pp. 58-70.

SINGER, P., et HULL, C. 2000. *Modeling Dissolved Ozone Behavior in Ozone Contactors*. Rapport AWWARF #90769. 273 p.

SOHN, J. et al. 2004. « Disinfectant Decay and Disinfection By-Products Formation Model Development : Chlorination and Ozonation By-Products ». *Water Research*. Volume 38. pp 2461- 2478.

TANG, G. et al. 2001. « Formation Control in Ozone Disinfection Systems With Fluorescent-Dyed Polystyrene Microsphere ». *Compte rendu de conférence du WQTC-AWWA*. 11-15 Novembre 2001. Tennessee.

TCHOBANOGLOUS, G. et SCHROEDER, E. 1987. *Water Quality*. Addison Wesley Longman. USA. 768 p.

VON GUNTEN, U. 2003. « Ozonation of Drinking Water : Part 1. Oxydation Kinetics and Product Formation ». *Water Research*. Volume 37. pp. 1443-1467.

WESTERHOFF, P. et al. 1997. « Applications of Ozone Decomposition Models », *Ozone Science & Technology*. Volume 19. pp. 55-73.

WU, J. et MASTEN, S. Décembre 2001. « Mass Transfer of Ozone in Semibatch Stirred Reactor », *Journal of Environmental Engineering*. pp. 1089-1099.

Annexe A : Étude de la décroissance de l'ozone à Repentigny, Rosemère et Charles-DesBaillets

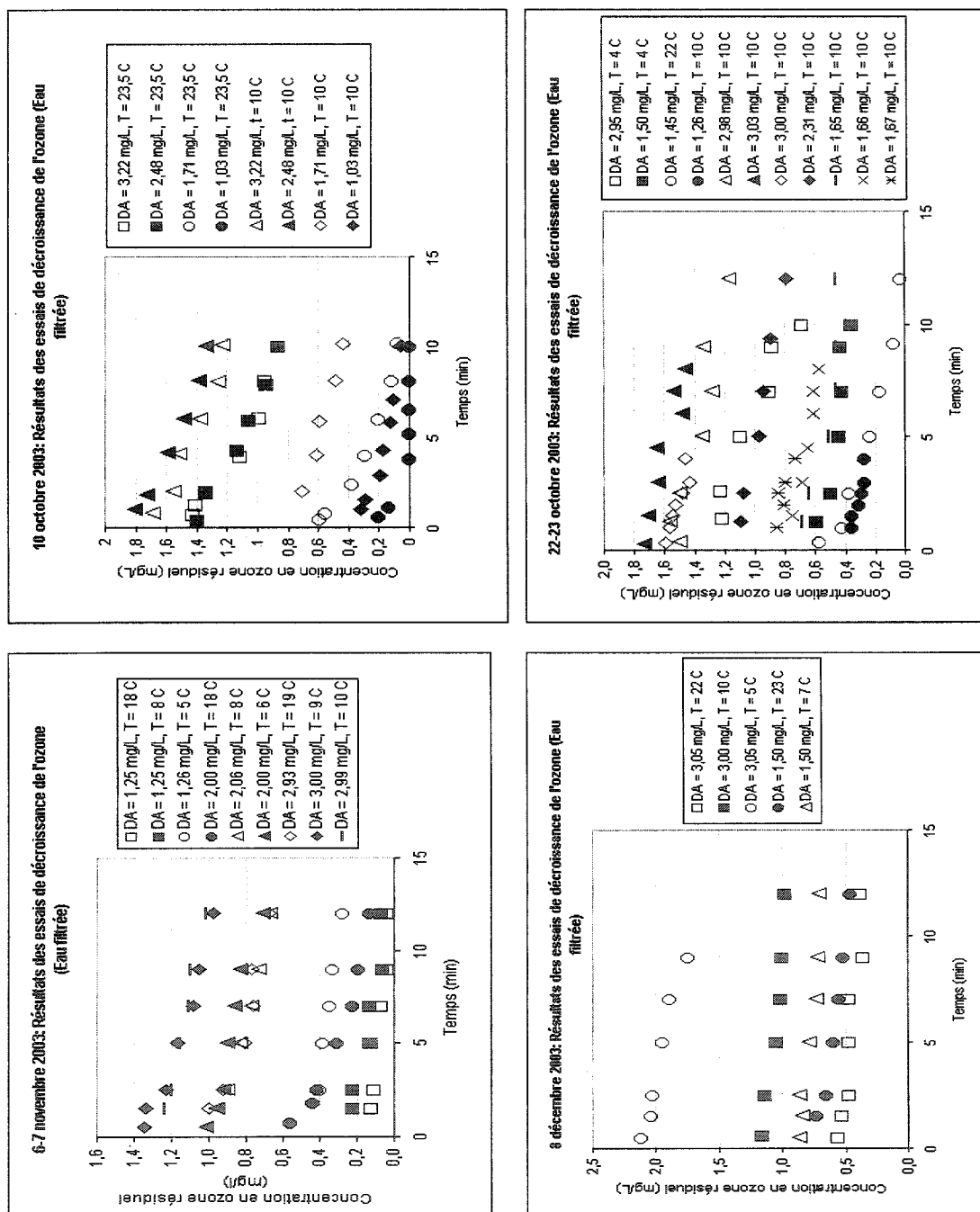


Figure A.1: Résultats des essais de décroissance de l'ozone sur l'eau filtrée de l'usine de Repentigny, du 10 octobre 2003 au 8 décembre 2003

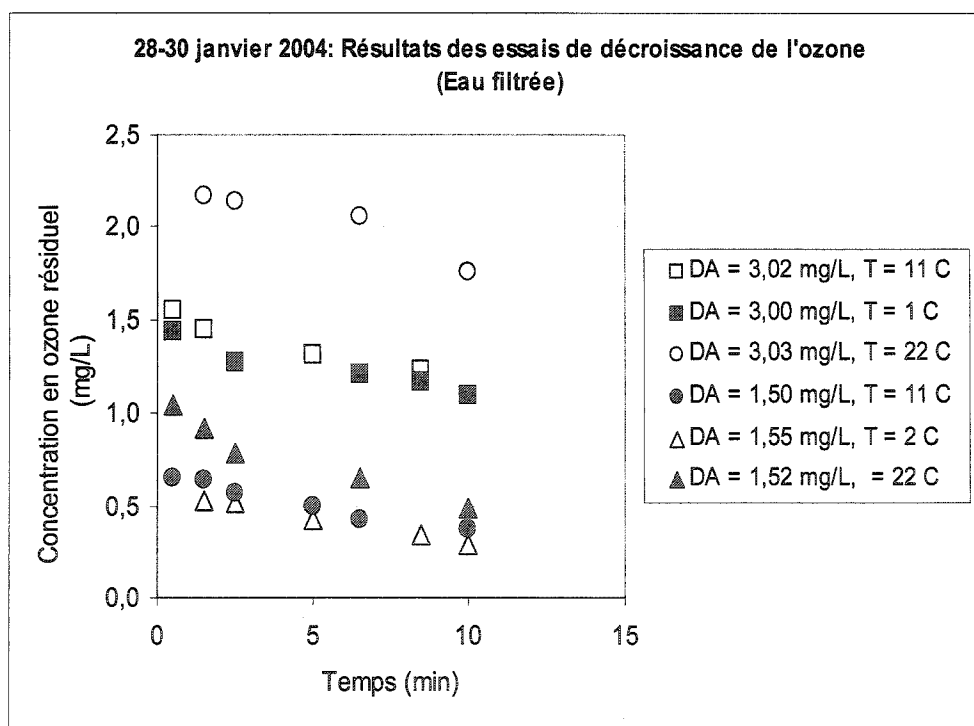
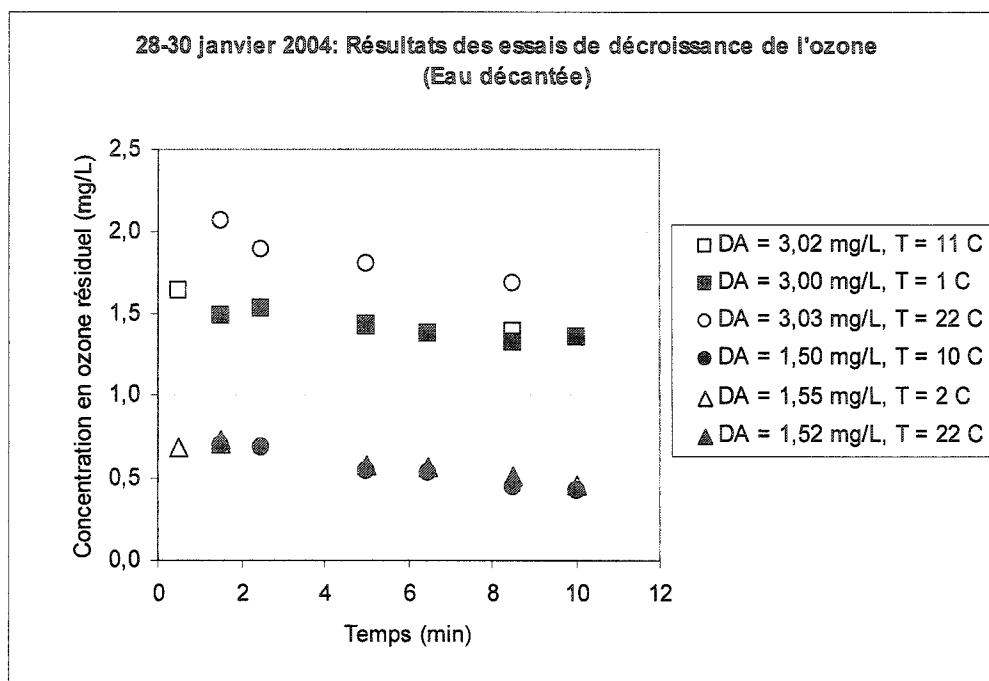
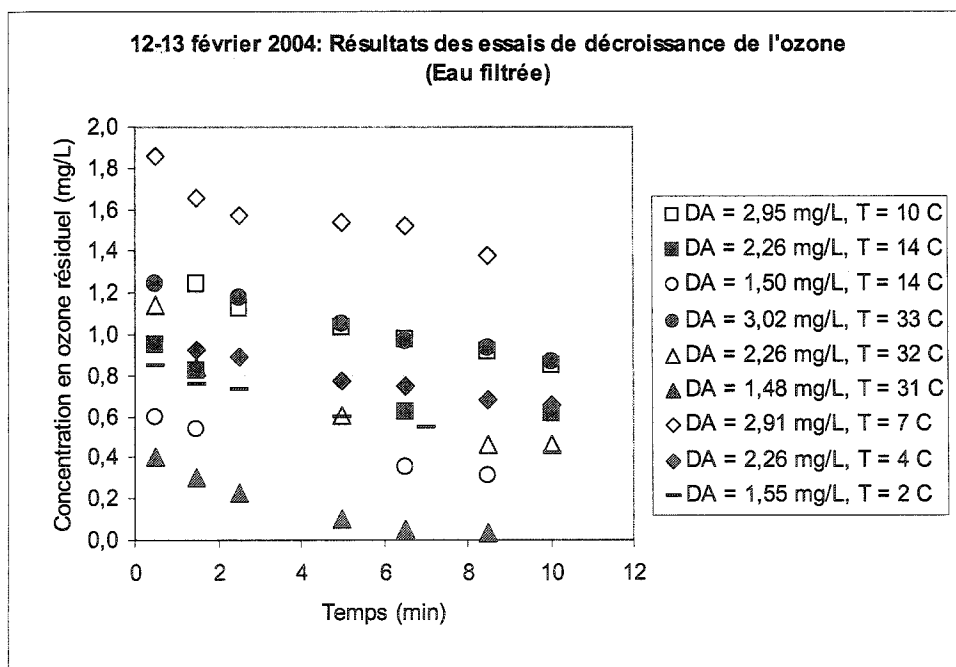
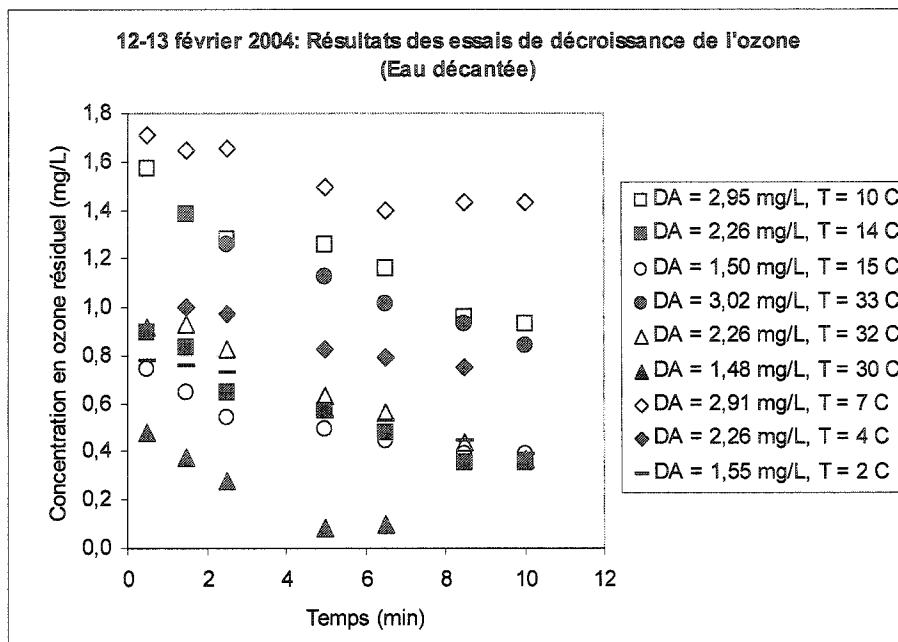


Figure A.2: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Repentigny les 28-29-30 janvier 2004



	ED	EF
pH	6,9	7,04
Turbidité (UTN)	2,5	0,12
UV	0,035	0,033
Alcalinité (mg/L CaCO ₃)	3,4	3,3
COT	2,76	1,79

Figure A.3: Résultats des essais de décroissance effectués sur les décantée et filtrée de Repentigny les 12-13 février 2004 et qualité des eaux testées

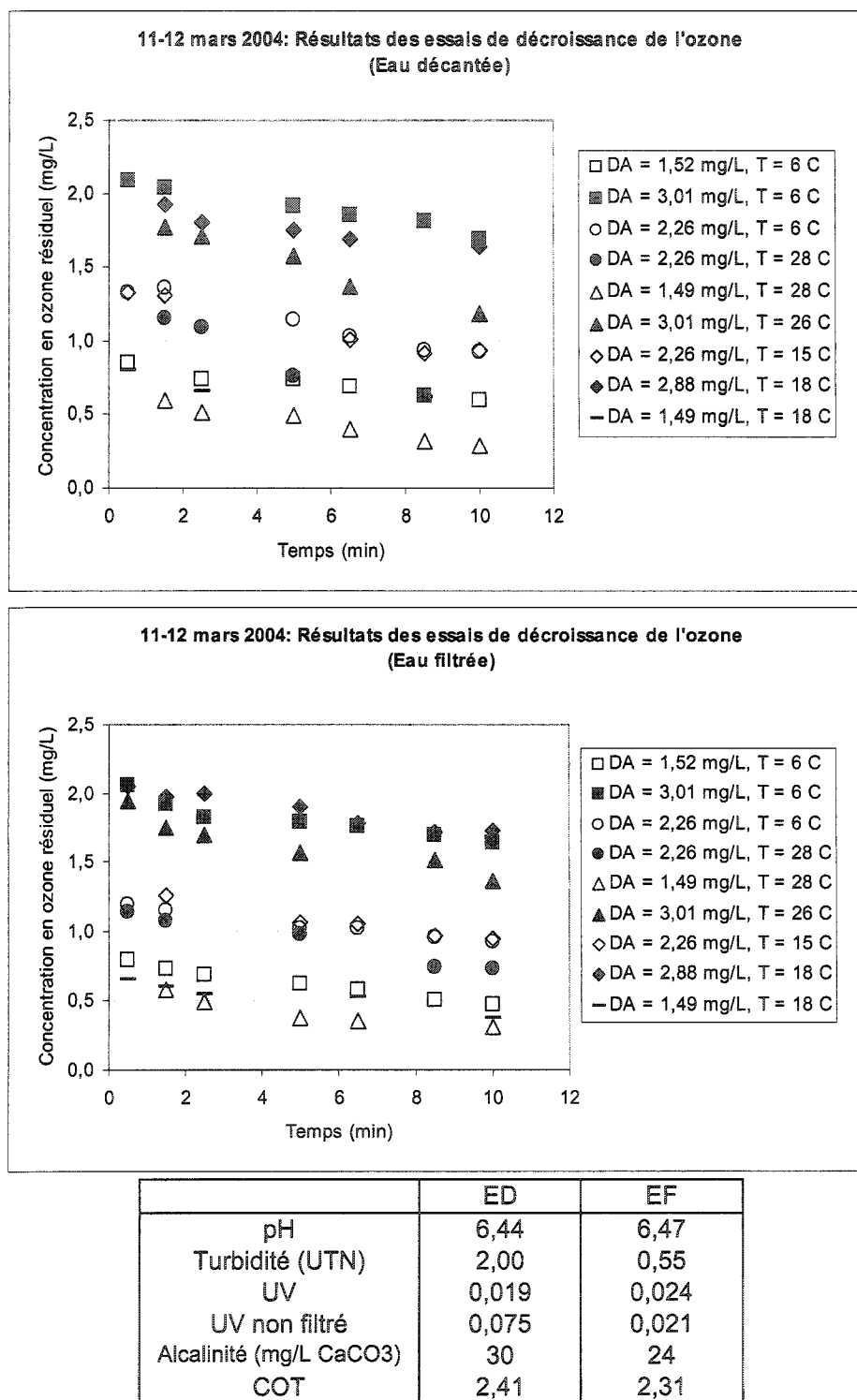
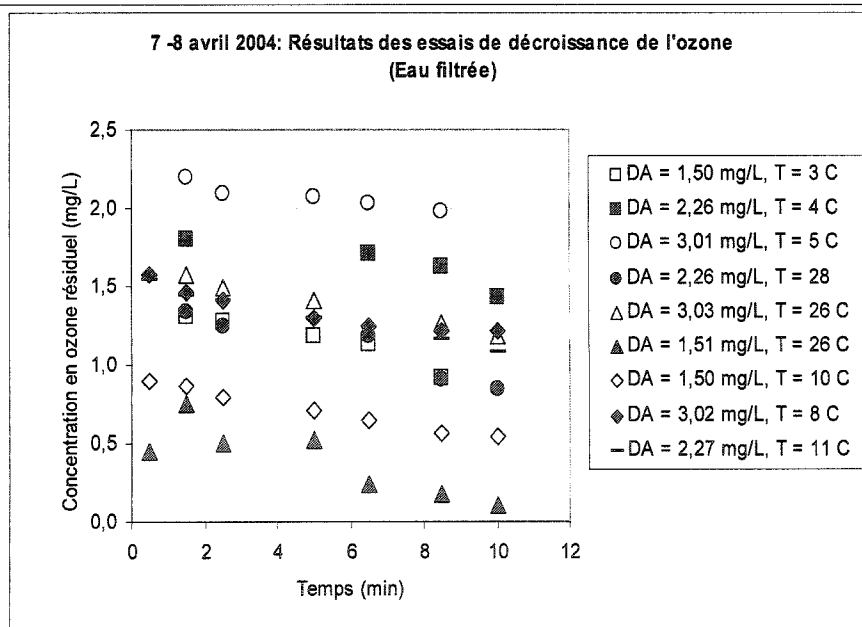
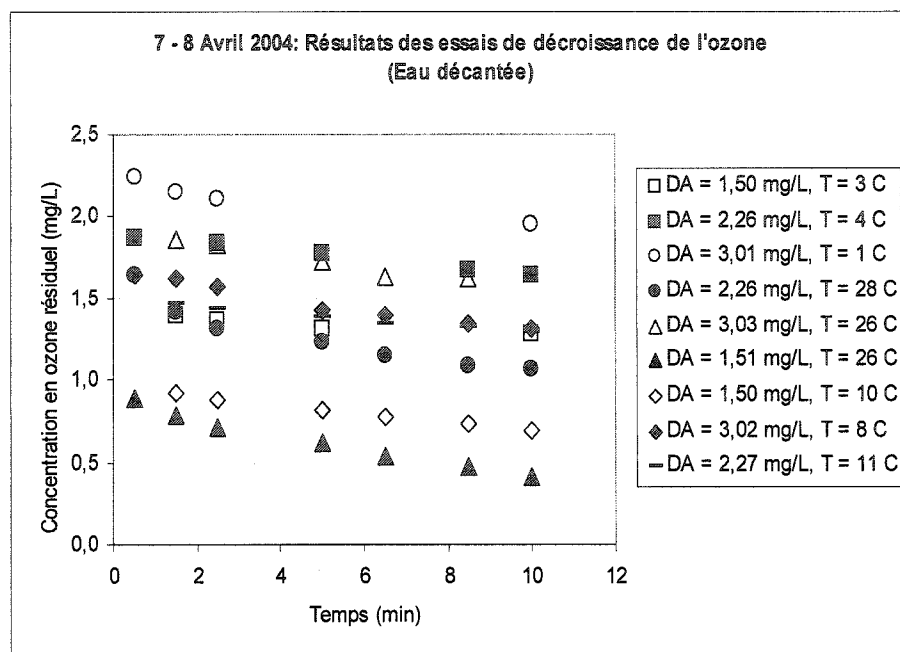
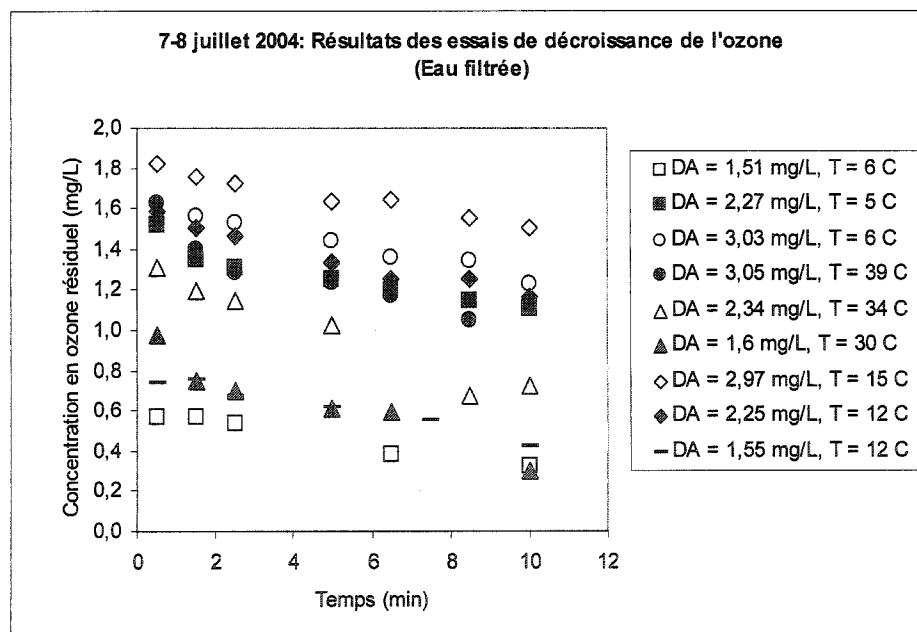
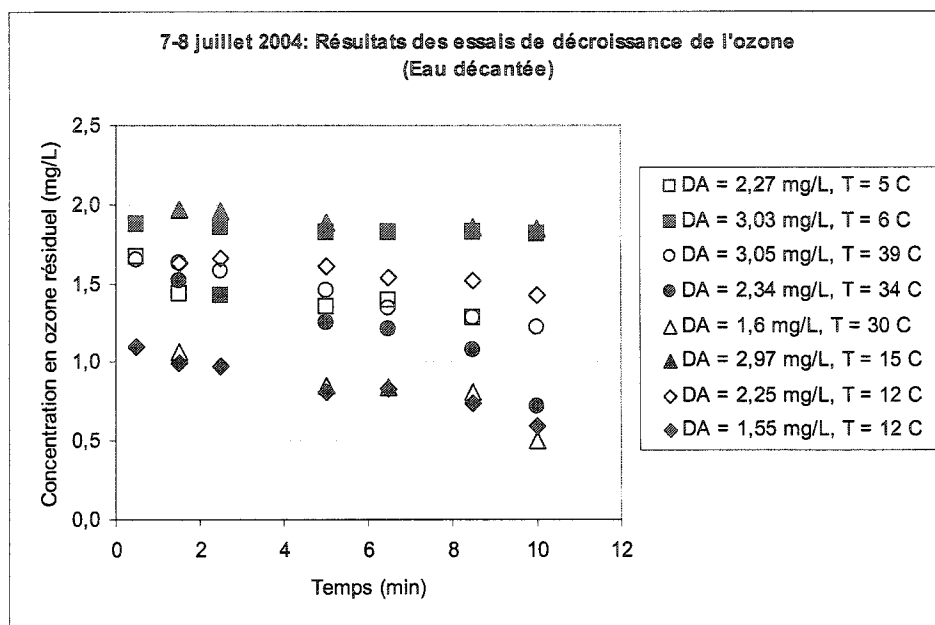


Figure A.4: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Repentigny les 11-12 mars 2004 et qualité des eaux testées



	ED	EF
pH	6,58	6,47
Turbidité (UTN)	0,51	0,45
UV	0,029	0,03
Alcalinité (mg/L CaCO ₃)	25	18
COT	1,89	1,89

Figure A.5: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Repentigny les 7-8 avril 2004 et qualité des eaux testées



	ED	EF
pH	6,59	6,4
Turbidité (UTN)	0,20	1,55
UV	0,033	0,033
Alcalinité (mg/L CaCO ₃)	30	25
COT	1,99	1,76

Figure A.6: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Repentigny les 7-8 juillet 2004 et qualité des eaux testées

Tableau A.1: Données relatives aux essais d'ozonation à Repentigny

Date	Type d'eau (****)	Température de l'eau (°C)	Dose d'ozone appliquée (mg/L)	Concentration initiale en ozone (mg/L)	Demande instantanée en ozone (mg/L)	½ vie (min)	k
octobre 03	EF	23,5	3,22	1,47	1,75	12,2	0,0567
octobre 03	EF	23,5	2,48	1,49	0,987	13,1	0,0529
octobre 03	EF	23,5	1,71	0,64	10,7	3,40	0,2038
octobre 03	EF	10,0	3,22	1,70	1,52	20,2	0,0343
octobre 03	EF	10,0	2,48	1,84	0,638	20,6	0,0336
octobre 03	EF	10,0	1,71	0,823	0,887	11,1	0,0626
octobre 03	EF	10,0	1,03	0,365	0,665	3,87	0,179
octobre 03	EF	23,5	1,45	0,665	0,785	2,91	0,2383
octobre 03	EF	10,0	2,98	1,56	1,42	30,7	0,0226
octobre 03	EF	10,0	3,03	1,76	1,27	31,2	0,0222
octobre 03	EF	9,7	3,00	1,61	1,39	24,0	0,0289
octobre 03	EF	10,0	2,31	1,14	1,17	23,9	0,029
octobre 03	EF	10,0	1,65	0,675	0,975	17,2	0,0402
octobre 03	EF	10,0	1,66	0,789	0,871	17,8	0,039
octobre 03*	EF	11,0	1,26	0,394	0,866	6,86	0,1010
octobre 03*	EF	11,0	1,67	0,910	0,760	15,0	0,0463
octobre 03*	EF	2,0	2,95	1,41	1,54	11,2	0,0619
octobre 03*	EF	2,2	1,50	0,621	0,879	15,9	0,0436
novembre 03	EF	18,0	1,25	0,159	1,09	5,46	0,1269
novembre 03	EF	5,0	1,26	0,451	0,809	18,2	0,038
novembre 03	EF	18,0	2,00	0,576	1,42	5,52	0,1256
novembre 03	EF	8,0	2,06	0,988	1,07	20,7	0,0335
novembre 03	EF	6,0	2,00	1,02	0,981	25,6	0,0271
novembre 03	EF	9,0	3,00	1,36	1,64	24,2	0,0178
novembre 03	EF	10,0	2,99	1,26	1,73	38,9	0,0286
novembre 03*	EF	19,0	2,93	1,01	1,93	20,2	0,0343
novembre 03*	EF	8,0	1,25	0,279	0,971	5,20	0,1333
décembre 03	EF	22,0	3,05	0,552	2,45	20,3	0,0341
décembre 03	EF	5,0	3,05	1,13	0,922	36,5	0,0198
décembre 03	EF	23,0	1,50	0,747	0,753	16,7	0,0414
décembre 03	EF	7,0	1,50	0,878	0,622	34,3	0,0202
décembre 03*	EF	11,0	3,00	1,162	1,838	1,84	0,0156
janvier 04	ED	11,0	3,02	1,632	1,388	33,0	0,0210
janvier 04	ED	1,0	3,00	1,549	1,451	43,6	0,0159
janvier 04	ED	22,0	3,03	2,073	0,957	26,9	0,0258
janvier 04	ED	2,0	1,55	0,738	0,812	15,2	0,0455
janvier 04	ED	10,0	1,50	0,775	0,725	11,3	0,0615
janvier 04	ED	22,0	1,52	0,774	0,747	14,0	0,0496
janvier 04*	ED	10,0	1,50	0,775	0,775	11,3	0,0615
janvier 04	EF	11,0	3,02	1,54	1,48	25,4	0,0273
janvier 04	EF	1,0	3,00	1,41	1,59	28,5	0,0243

* Donnée non conservée lors de la modélisation (½ vie et D0)

** Donnée non conservée pour la modélisation de la ½ vie

*** Donnée non conservée pour la modélisation de D0

**** ED = Eau décantée, EF = Eau filtrée

Tableau A.1 (Suite): Données relatives aux essais d'ozonation à Repentigny

Date	Type d'eau (****)	Température de l'eau (°C)	Dose d'ozone appliquée (mg/L)	Concentration initiale en ozone (mg/L)	Demande instantanée en ozone (mg/L)	½ vie (min)	k
janvier 04	EF	11,0	1,50	0,670	0,830	11,3	0,0615
janvier 04	EF	22,0	1,52	1,02	0,496	9,33	0,0743
janvier 04*	EF	2,0	1,55	0,599	0,951	10,1	0,0686
janvier 04*	EF	22,0	3,03	2,28	0,752	29,9	0,0232
février 04	ED	10,0	2,95	1,54	1,41	13,7	0,0506
février 04	ED	15,0	1,50	0,703	0,797	10,5	0,0659
février 04	ED	33,0	3,02	1,48	1,54	12,4	0,0557
février 04	ED	32,0	2,26	1,04	1,22	6,88	0,101
février 04	ED	30,0	1,48	0,561	0,919	2,25	0,308
février 04	ED	7,0	2,91	1,70	1,21	32,7	0,0212
février 04	ED	4,0	2,26	1,06	1,20	16,0	0,0434
février 04	ED	2,0	1,55	0,836	0,714	9,24	0,0750
février 04*	ED	14,0	2,26	0,922	1,34	6,77	0,102
février 04**	EF	10,0	2,95	1,28	1,67	16,9	0,0410
février 04	EF	14,0	2,26	0,0913	1,35	15,4	0,0451
février 04	EF	14,0	1,50	0,610	0,890	8,47	0,0818
février 04	EF	33,0	3,02	1,27	1,75	18,0	0,0385
février 04	EF	32,0	2,26	1,05	1,21	7,53	0,0920
février 04	EF	31,0	1,48	0,495	0,985	2,08	0,333
février 04***	EF	7,0	2,91	1,78	1,13	23,5	0,0295
février 04	EF	4,0	2,26	0,981	1,28	16,3	0,0424
février 04	EF	2,0	1,55	0,863	0,687	9,90	0,00700
mars 04	ED	6,0	1,52	0,856	0,665	19,6	0,0354
mars 04	ED	6,0	3,01	2,11	0,899	34,0	0,0204
mars 04	ED	6,0	2,26	1,40	0,862	15,8	0,0440
mars 04	ED	28,0	2,26	1,31	0,953	7,69	0,0902
mars 04	ED	28,0	1,49	0,675	0,815	8,32	0,0833
mars 04	ED	26,0	3,01	1,92	1,09	14,4	0,0482
mars 04**	ED	15,0	2,26	1,36	0,900	16,4	0,0422
mars 04**	ED	18,0	2,88	1,92	0,960	39,8	0,0174
mars 04**	ED	18,0	1,49	0,769	0,721	24,5	0,0283
mars 04	EF	6,0	1,52	0,800	0,720	13,2	0,0525
mars 04**	EF	6,0	3,01	2,00	1,01	34,3	0,0202
mars 04	EF	6,0	2,26	1,20	1,06	26,1	0,0266
mars 04	EF	28,0	2,26	1,17	1,09	14,2	0,0488
mars 04	EF	28,0	1,49	0,592	0,898	9,85	0,0704
mars 04	EF	26,0	3,01	1,88	1,13	22,4	0,0309
mars 04	EF	15,0	2,26	1,29	0,966	21,1	0,0329
mars 04***	EF	18,0	2,88	2,07	0,815	35,2	0,0197
mars 04**	EF	18,0	1,49	0,659	0,831	13,6	0,0508
avril 04	ED	3,0	1,50	1,40	0,0963	68,0	0,0102

* Donnée non conservée pour la modélisation (½ vie et D0)

** Donnée non conservée pour la modélisation de la ½ vie

*** Donnée non conservée pour la modélisation de D0

**** ED = Eau décantée, EF = Eau filtrée

Tableau A.1 (suite): Données relatives aux essais d'ozonation à Repentigny

Date	Type d'eau (****)	Température de l'eau (°C)	Dose d'ozone appliquée (mg/L)	Concentration initiale en ozone (mg/L)	Demande instantanée en ozone (mg/L)	½ vie (min)	k
avril 04**	ED	4,0	2,26	1,90	0,362	48,1	0,0144
avril 04	ED	1,0	3,01	2,21	0,799	52,9	0,0131
avril 04	ED	28,0	2,26	1,54	0,720	16,7	0,0414
avril 04	ED	26,0	3,03	1,92	1,11	32,1	0,0216
avril 04	ED	26,0	1,51	0,896	0,614	9,06	0,0765
avril 04	ED	10,0	1,50	0,958	0,542	21,3	0,0325
avril 04	ED	8,0	3,02	1,66	1,36	27,5	0,0252
avril 04	ED	11,0	2,27	1,49	0,779	47,8	0,0145
avril 04	EF	3,0	1,50	1,44	0,0564	14,8	0,0467
avril 04	EF	4,0	2,26	1,91	0,349	29,7	0,0233
avril 04	EF	5,0	3,01	2,21	0,801	54,6	0,0127
avril 04	EF	28,0	2,26	1,46	0,796	13,3	0,0520
avril 04	EF	26,0	3,03	1,64	1,39	21,7	0,0319
avril 04	EF	26,0	1,51	0,771	0,739	3,98	0,174
avril 04	EF	10,0	1,50	0,919	0,581	12,6	0,0549
avril 04	EF	8,0	3,02	1,53	1,49	25,8	0,0269
avril 04	EF	11,0	2,27	1,55	0,719	19,5	0,0355
juillet 04	ED	5,0	2,27	1,57	0,702	28,6	0,0242
juillet 04**	ED	6,0	3,03	1,87	1,16	217	0,00320
juillet 04	ED	39,0	3,05	1,70	1,35	20,7	0,0335
juillet 04**	ED	34,0	2,34	1,77	0,573	9,50	0,0732
juillet 04	ED	30,0	1,60	1,25	0,350	9,60	0,0723
juillet 04	ED	15,0	2,97	1,98	0,988	90,0	0,00770
juillet 04	ED	12,0	2,25	1,70	0,546	44,7	0,0155
juillet 04	ED	12,0	1,55	1,12	0,435	12,4	0,0558
juillet 04	EF	6,0	1,51	0,611	0,899	10,6	0,0654
juillet 04	EF	5,0	2,27	1,45	0,819	24,5	0,0283
juillet 04	EF	6,0	3,03	1,60	1,43	29,2	0,0237
juillet 04	EF	39,0	3,05	1,55	1,50	15,0	0,0462
juillet 04	EF	34,0	2,34	1,35	0,986	10,0	0,0691
juillet 04	EF	30,0	1,60	0,976	0,625	6,60	0,106
juillet 04	EF	15,0	2,97	1,82	1,15	37,5	0,0185
juillet 04	EF	12,0	2,25	1,58	0,668	22,4	0,0310
juillet 04	EF	12,0	1,55	0,798	0,752	12,1	0,0574

* Donnée non conservée pour la modélisation (½ vie et D0)

** Donnée non conservée pour la modélisation de la ½ vie

*** Donnée non conservée pour la modélisation de D0

**** ED = Eau décantée, EF = Eau filtrée

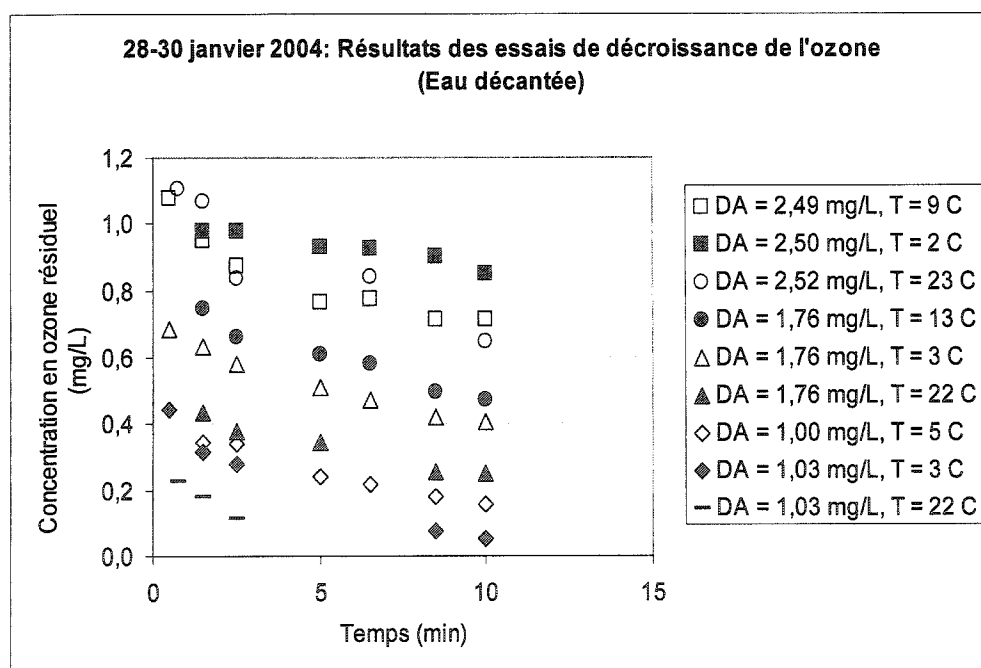
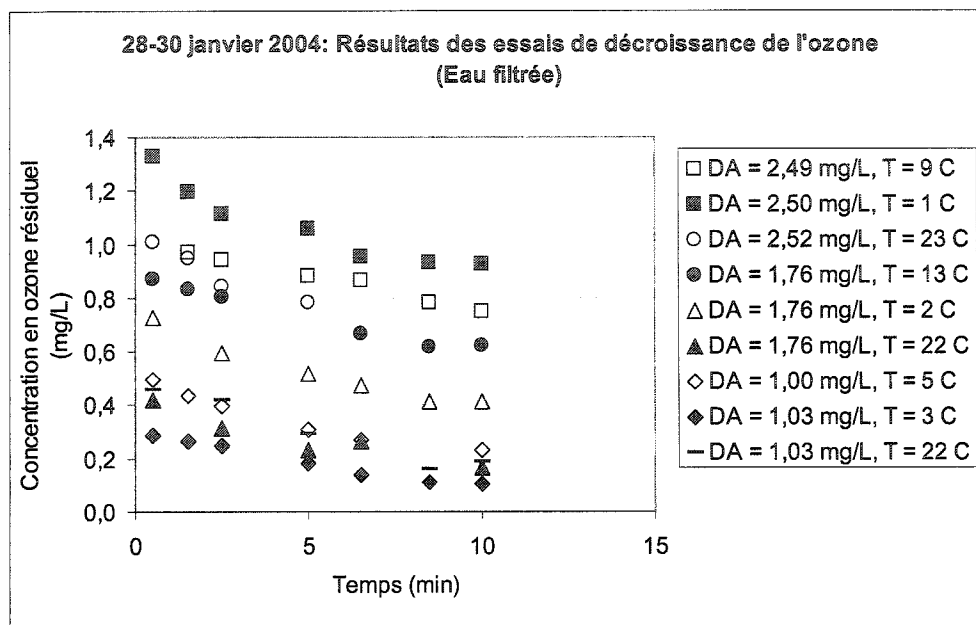
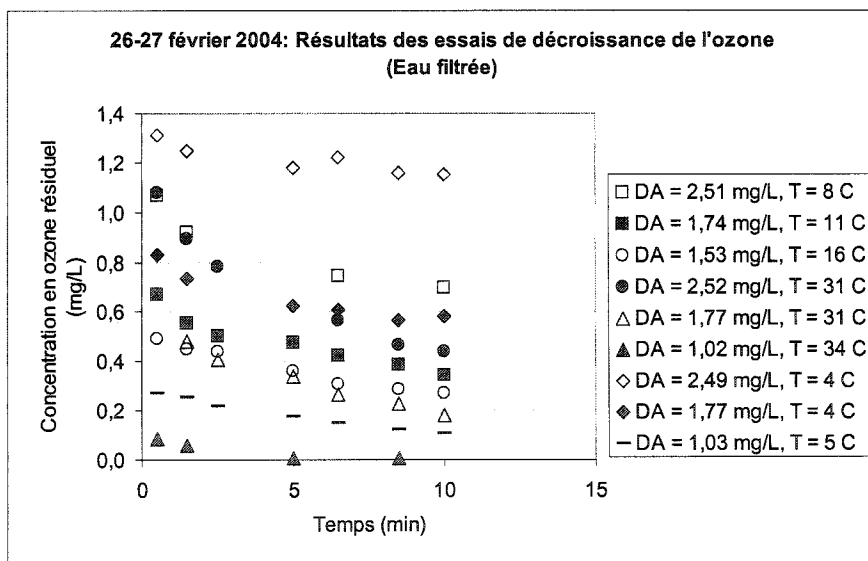
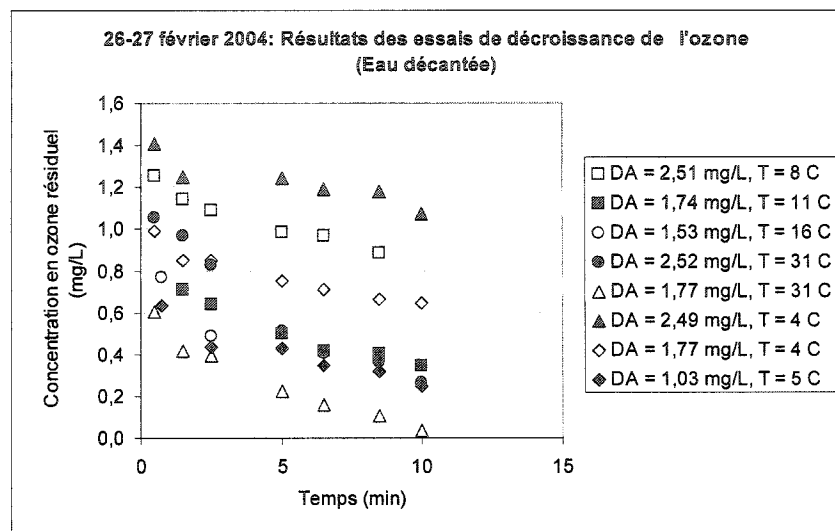


Figure A.7: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Rosemère les 28-30 janvier 2004



	ED	EF
pH	6.6	7.24
Turbidité (UTN)	0.4	0.15
UV	0.058	0.041
Alc (mg/L CaCO ₃)	20	33
TOC	2.94	2.57

Figure A.8: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Rosemère les 26-27 février 2004 et qualité des eaux testées

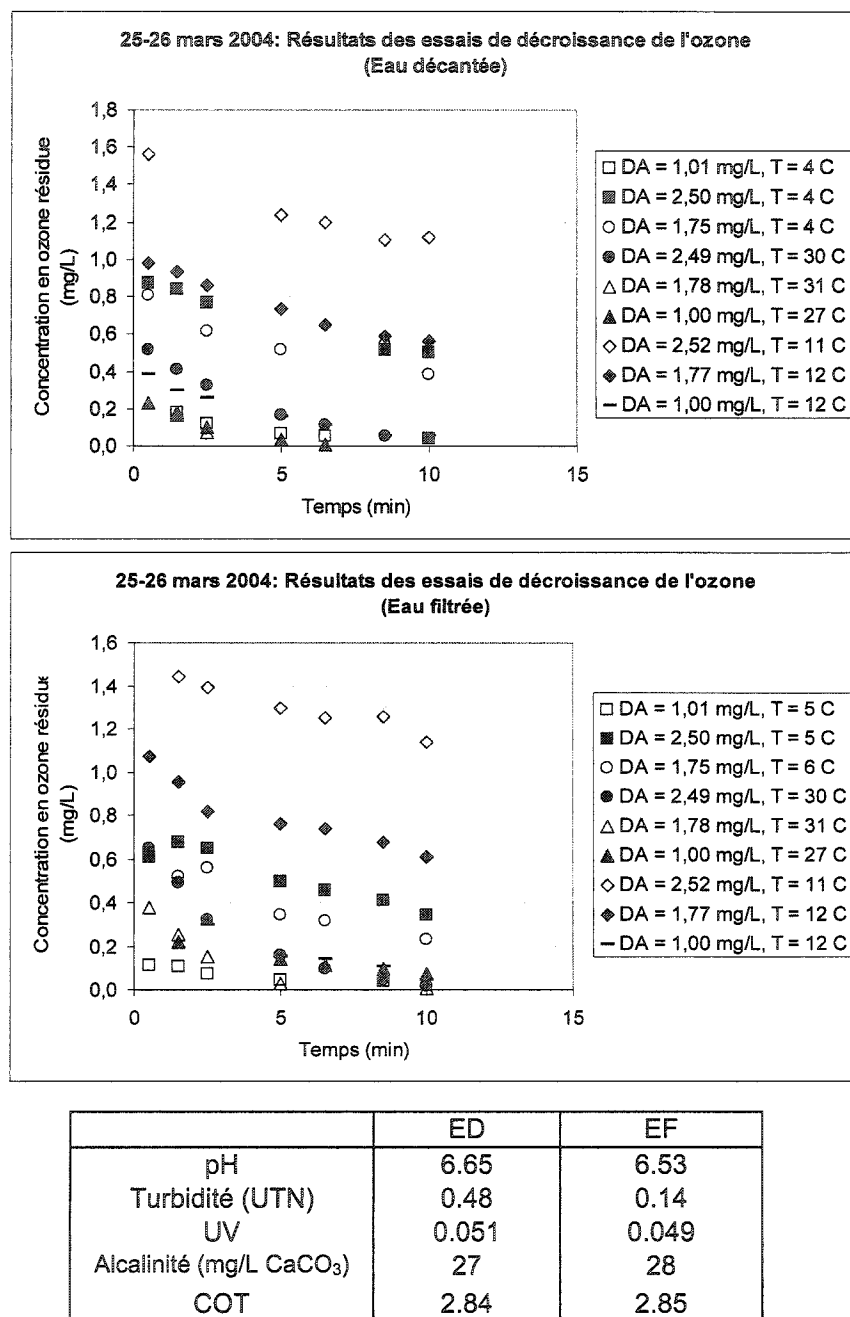


Figure A.9: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Rosemère les 25-26 mars 2004 et qualité des eaux testées

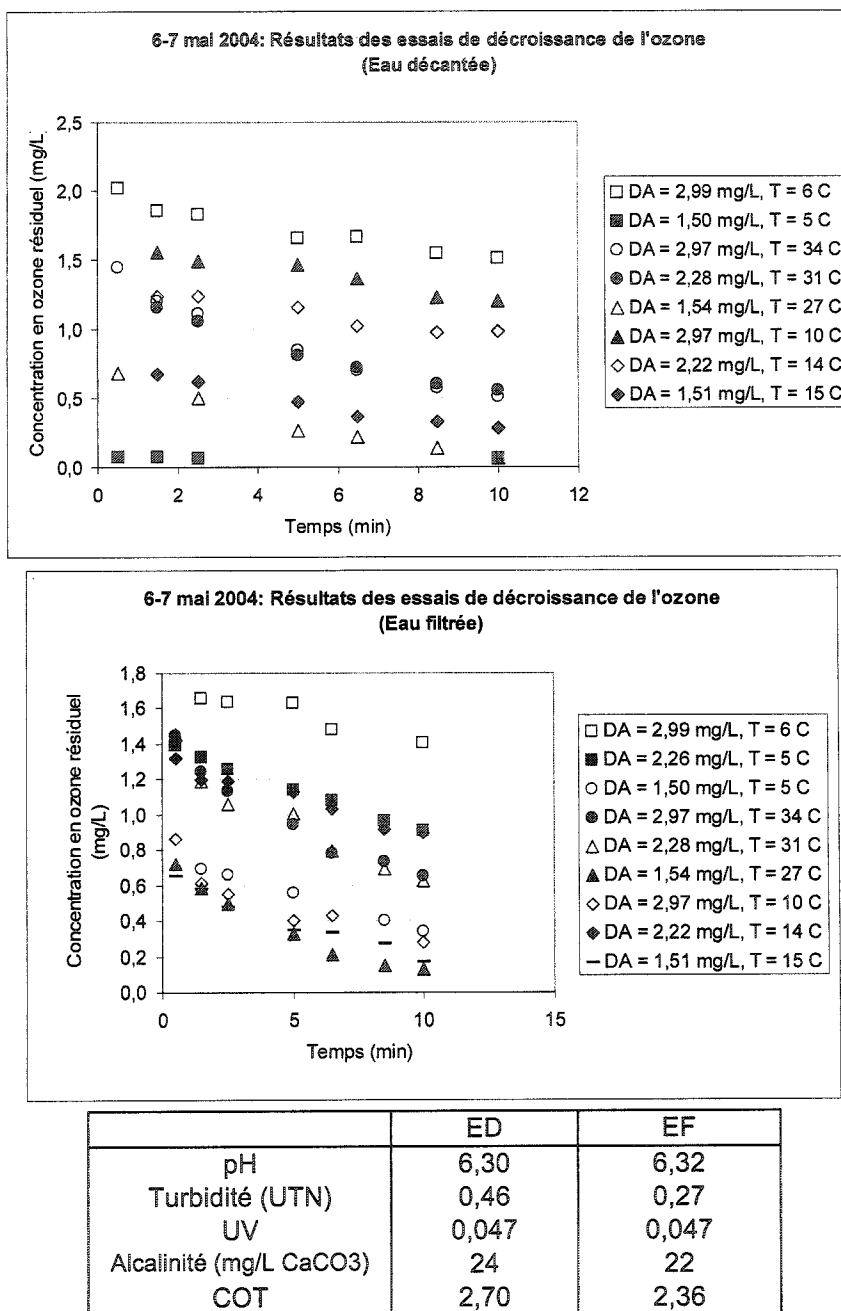
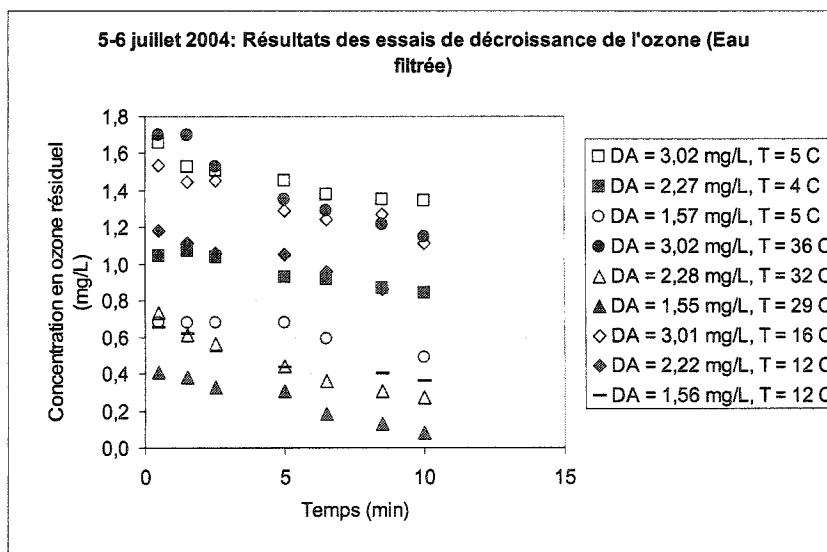
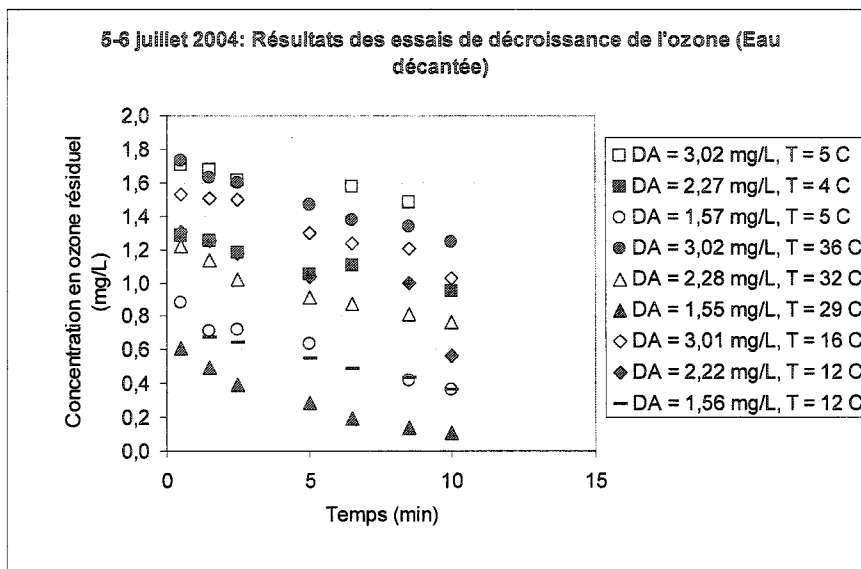


Figure A.10: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Rosemère les 6-7 mai 2004 et qualité des eaux testées



	ED	EF
pH	6.65	6.49
Turbidité (UTN)	0.7	0.5
UV	0.056	0.049
Alcalinité (mg/L CaCO ₃)	17	24
COT	1.99	1.76

Figure A.11: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux décantée et filtrée de Rosemère les 5-6 juillet 2004 et qualité des eaux testées

Tableau A.2: Données relatives aux essais d'ozonation à Rosemère

Date	Type d'eau (****)	Température de l'eau (°C)	Dose d'ozone appliquée (mg/L)	Concentration initiale en ozone (mg/L)	Demande instantanée en ozone (mg/L)	½ vie (min)	k
Janvier 04	ED	9,0	2,49	1,01	1,48	17,3	0,0400
Janvier 04	ED	2,0	2,5	1,01	1,49	45,3	0,0153
Janvier 04	ED	23,0	2,52	1,10	1,42	13,6	0,0509
Janvier 04	ED	13,0	1,76	0,783	0,978	13,6	0,0508
Janvier 04**	ED	3,0	1,76	0,683	1,08	12,6	0,0550
Janvier 04	ED	22,0	1,76	0,466	1,29	10,6	0,0657
Janvier 04	ED	5,0	1,00	0,408	0,593	7,22	0,0960
Janvier 04	ED	3,0	1,03	0,471	0,559	3,18	0,218
Janvier 04	ED	22,0	1,03	0,313	0,717	1,73	0,400
Janvier 04**	EF	9,0	2,49	1,02	1,47	23,3	0,0297
Janvier 04	EF	1,0	2,50	1,27	1,23	19,0	0,0365
Janvier 04	EF	23,0	2,52	1,02	1,50	11,7	0,0591
Janvier 04	EF	13,0	1,76	0,882	0,878	18,0	0,386
Janvier 04**	EF	2,0	1,76	0,715	1,04	11,5	0,0605
Janvier 04	EF	22,0	1,76	0,417	1,34	7,62	0,0910
Janvier 04	EF	5,0	1,00	0,490	0,510	8,54	0,0812
Janvier 04**	EF	3,0	1,03	0,311	0,719	6,05	0,115
Janvier 04	EF	22,0	1,03	0,511	0,520	6,07	0,114
Février 04	ED	8,0	2,51	1,23	1,28	17,5	0,0397
Février 04	ED	11,0	1,74	0,774	0,966	8,41	0,0824
Février 04	ED	16,0	1,53	0,739	0,791	7,28	0,0952
Février 04	ED	31,0	2,52	1,16	1,36	4,77	0,145
Février 04	ED	31,0	1,77	0,718	1,05	2,69	0,257
Février 04**	ED	34,0	1,02	0,466	0,554	10,6	0,0657
Février 04	ED	4,0	2,49	1,36	1,13	32,9	0,0211
Février 04	ED	4,0	1,77	0,948	0,822	16,6	0,0417
Février 04	ED	5,0	1,03	0,625	0,405	7,89	0,0879
Février 04	EF	8,0	2,51	1,03	1,48	16,6	0,0418
Février 04	EF	11,0	1,74	0,632	1,11	11,4	0,0609
Février 04	EF	16,0	1,53	0,501	1,03	10,6	0,0653
Février 04	EF	31,0	2,52	1,05	1,47	7,53	0,0921
Février 04	EF	31,0	1,77	0,559	1,21	6,26	0,111
Février 04	EF	34,0	1,02	0,0822	0,938	2,11	0,328
Février 04	EF	4,0	2,49	1,29	1,20	57,8	0,0120
Février 04	EF	4,0	1,77	0,796	0,974	18,34	0,0378
Février 04	EF	5,0	1,03	0,288	0,742	6,84	0,101
Mars 04	ED	4,0	1,01	0,196	0,814	3,84	0,181
Mars 04	ED	4,0	2,50	0,904	1,60	11,3	0,0613
Mars 04	ED	4,0	1,75	0,770	0,980	11,3	0,0612
Mars 04**	ED	30,0	2,49	0,637	1,85	2,46	0,282
Mars 04	ED	31,0	1,78	0,671	1,11	0,790	0,876

* Donnée non conservée pour la modélisation (½ vie et D0)

** Donnée non conservée pour la modélisation de la ½ vie

*** Donnée non conservée pour la modélisation de D0

**** ED = Eau décantée, EF = Eau filtrée

Tableau A.2 (suite): Données relatives aux essais d'ozonation à Rosemère

Date	Type d'eau (****)	Température de l'eau (°C)	Dose d'ozone appliquée (mg/L)	Concentration initiale en ozone (mg/L)	Demande instantanée en ozone (mg/L)	½ vie (min)	k
Mars 04	ED	27,0	1,00	0,364	0,636	1,24	0,558
Mars 04***	ED	11,0	2,52	1,55	0,972	18,7	0,0370
Mars 04***	ED	12,0	1,77	1,00	0,767	11,3	0,0614
Mars 04	ED	12,0	1,00	0,437	0,563	3,13	0,222
Mars 04	ED	5,0	1,01	0,117	0,893	4,70	0,148
Mars 04**	EF	5,0	2,50	0,705	1,79	10,4	0,0667
Mars 04**	EF	6,0	1,75	0,637	1,11	6,66	0,104
Mars 04	EF	30,0	2,49	0,873	1,62	1,87	0,371
Mars 04	EF	31,0	1,78	0,417	1,36	1,64	0,424
Mars 04**	EF	27,0	1,00	0,261	0,739	5,68	0,122
Mars 04	EF	11,0	2,52	1,48	1,04	28,1	0,0247
Mars 04***	EF	12,0	1,77	1,02	0,749	13,4	0,0519
Mars 04	EF	12,0	1,00	0,534	0,466	3,11	0,223
Mai 04	ED	6,0	2,99	1,98	1,01	24,3	0,0285
Mai 04***	ED	5,0	1,50	0,0753	1,42	29,9	0,0232
Mai 04	ED	34,0	2,97	1,46	1,51	6,39	0,108
Mai 04	ED	31,0	2,28	1,29	0,986	7,89	0,0878
Mai 04	ED	27,0	1,54	0,856	0,684	2,98	0,233
Mai 04	ED	10,0	2,97	1,64	1,33	22,2	0,0312
Mai 04	ED	14,0	2,22	1,31	0,910	21,7	0,0319
Mai 04	ED	15,0	1,51	0,778	0,732	6,72	0,103
Mai 04	EF	6,0	2,99	1,73	1,26	34,1	0,0203
Mai 04**	EF	5,0	2,26	1,42	0,842	15,7	0,0442
Mai 04	EF	5,0	1,50	0,813	0,687	8,15	0,0850
Mai 04	EF	34,0	2,97	1,42	1,55	8,60	0,0806
Mai 04	EF	31,0	2,28	1,41	0,874	8,41	0,0824
Mai 04	EF	27,0	1,54	0,785	0,755	3,68	0,189
Mai 04**	EF	10,0	2,97	0,771	2,20	6,61	0,105
Mai 04	EF	14,0	2,22	1,32	0,903	17,7	0,0392
Mai 04	EF	15,0	1,51	0,688	0,822	5,52	0,126
Juillet 04	ED	5,0	3,02	1,71	1,31	44,4	0,0156
Juillet 04	ED	4,0	2,27	1,29	0,978	22,5	0,0308
Juillet 04**	ED	5,0	1,57	0,894	0,676	7,83	0,0885
Juillet 04	ED	36,0	3,02	1,74	1,29	21,0	0,0330
Juillet 04	ED	32,0	2,28	1,20	1,08	14,8	0,0470
Juillet 04	ED	29,0	1,55	0,653	0,897	3,83	0,181
Juillet 04	ED	16,0	3,01	1,60	1,41	17,6	0,0395
Juillet 04	ED	12,0	2,22	1,41	0,813	10,0	0,0692
Juillet 04	ED	12,0	1,56	0,763	0,797	9,78	0,0709
Juillet 04	EF	5,0	3,02	1,61	1,41	34,7	0,0200
Juillet 04	EF	4,0	2,27	1,09	1,18	26,7	0,0260

* Donnée non conservée pour la modélisation (½ vie et D0)

** Donnée non conservée pour la modélisation de la ½ vie

*** Donnée non conservée pour la modélisation de D0

**** ED = Eau décantée, EF = Eau filtrée

Tableau A.2 (suite): Données relatives aux essais d'ozonation à Rosemère

Date	Type d'eau (****)	Température de l'eau (°C)	Dose d'ozone appliquée (mg/L)	Concentration initiale en ozone (mg/L)	Demande instantanée en ozone (mg/L)	½ vie (min)	k
Juillet 04	EF	5,0	1,57	0,725	0,845	20,6	0,0336
Juillet 04	EF	36,0	3,02	1,74	1,28	16,2	0,0429
Juillet 04***	EF	32,0	2,28	0,737	1,54	6,74	0,103
Juillet 04	EF	29,0	1,55	0,503	1,05	4,26	0,163
Juillet 04	EF	16,0	3,01	1,54	1,47	23,6	0,0294
Juillet 04	EF	12,0	2,22	1,19	1,03	20,0	0,0346
Juillet 04	EF	12,0	1,56	0,645	0,915	11,5	0,0604

* Donnée non conservée pour la modélisation (½ vie et D0)

** Donnée non conservée pour la modélisation de la ½ vie

*** Donnée non conservée pour la modélisation de D0

**** ED = Eau décantée, EF = Eau filtrée

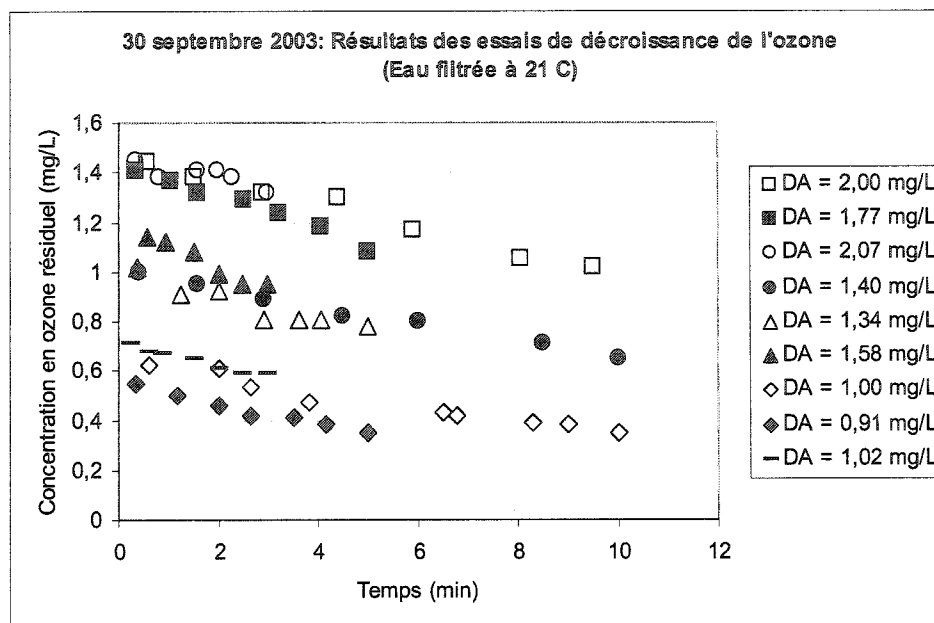


Figure A.12: Résultats des essais de décroissance effectués sur l'eau filtrée de Charles-DesBaillets le 30 septembre 2003

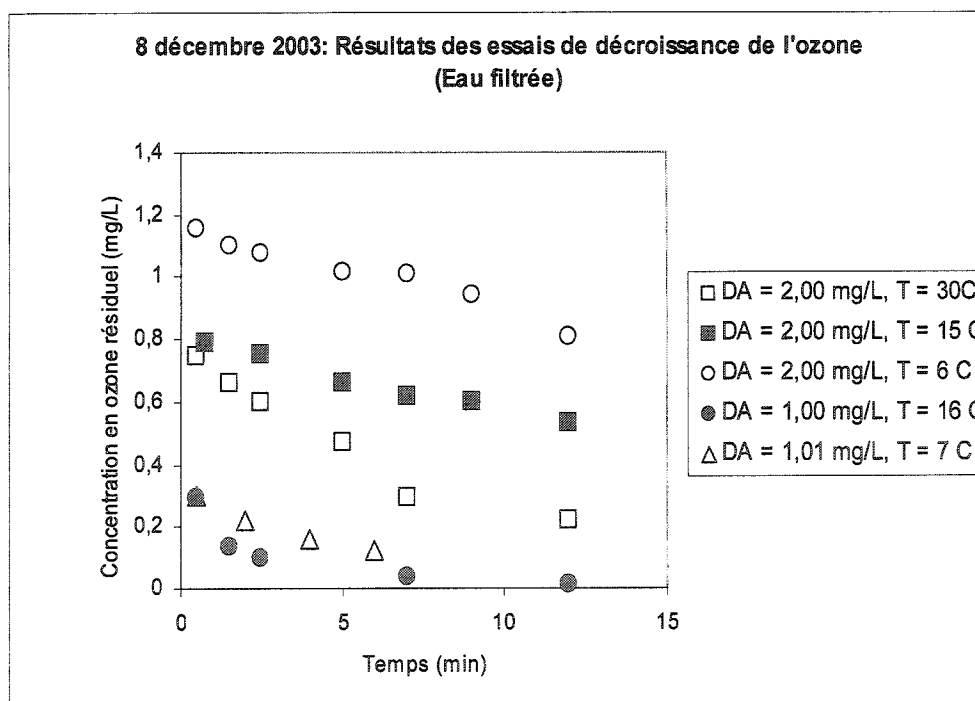


Figure A.13: Résultats des essais de décroissance effectués sur l'eau filtrée de Charles-DesBaillets le 8 décembre 2003

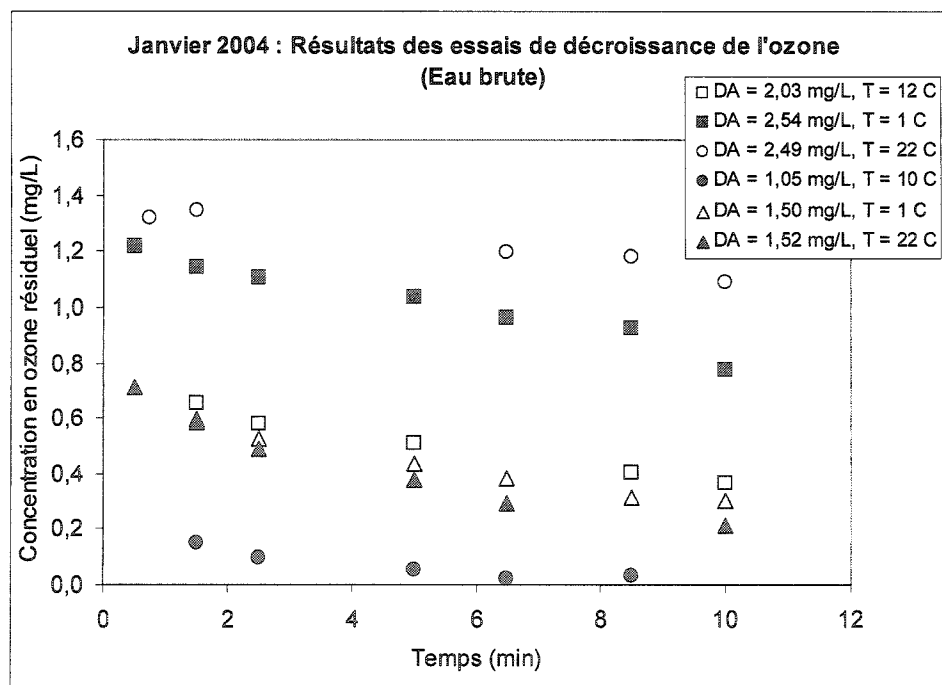
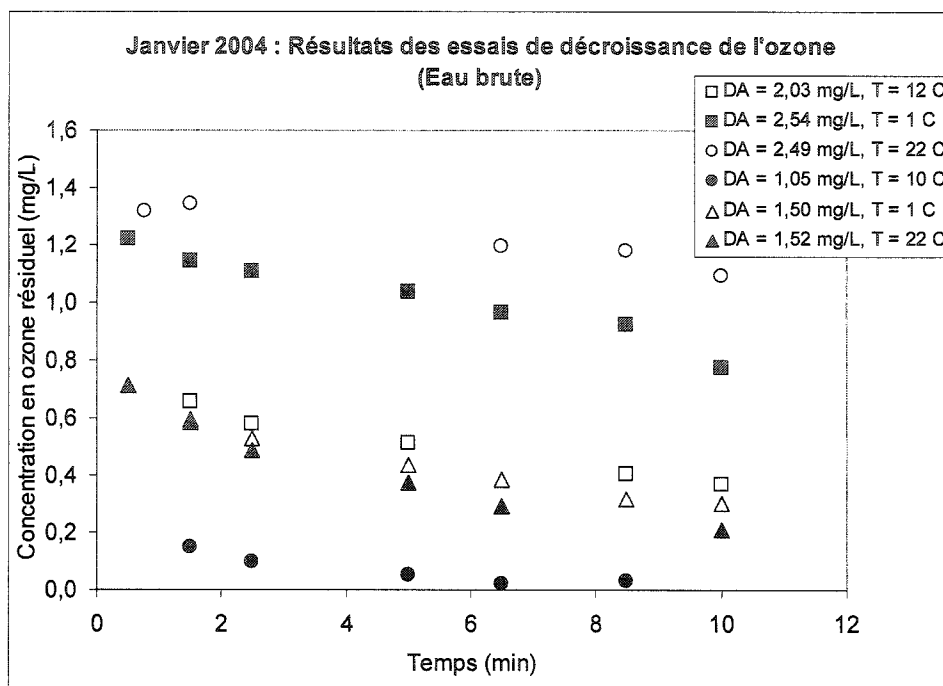
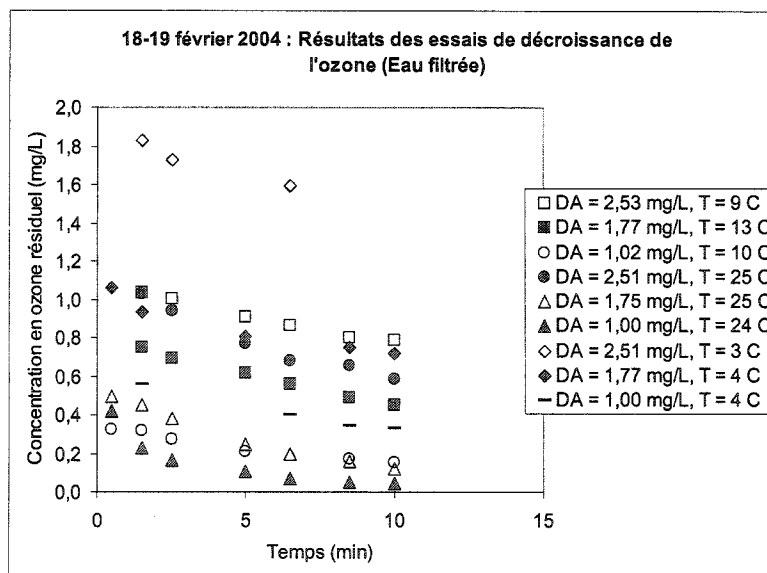
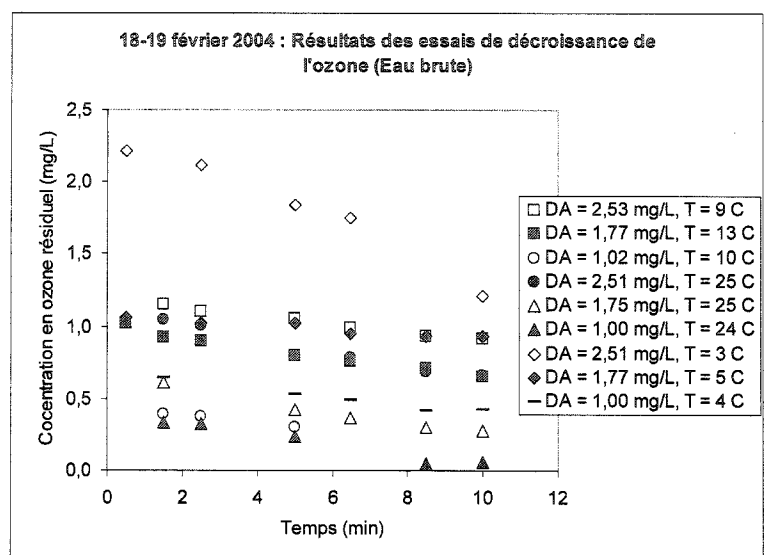


Figure A.14: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux brute et filtrée de Charles-DesBaillets en janvier 2004



	EB	EF
pH	7.76	7.5
Turbidité (UTN)	0.8	0.24
UV	0.034	0.042
Alcalinité (mg/L CaCO ₃)	86	82
COT	2.09	2.19

Figure A.15: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux brute et filtrée de Charles-DesBaillets les 18-19 février 2004 et qualité des eaux testées

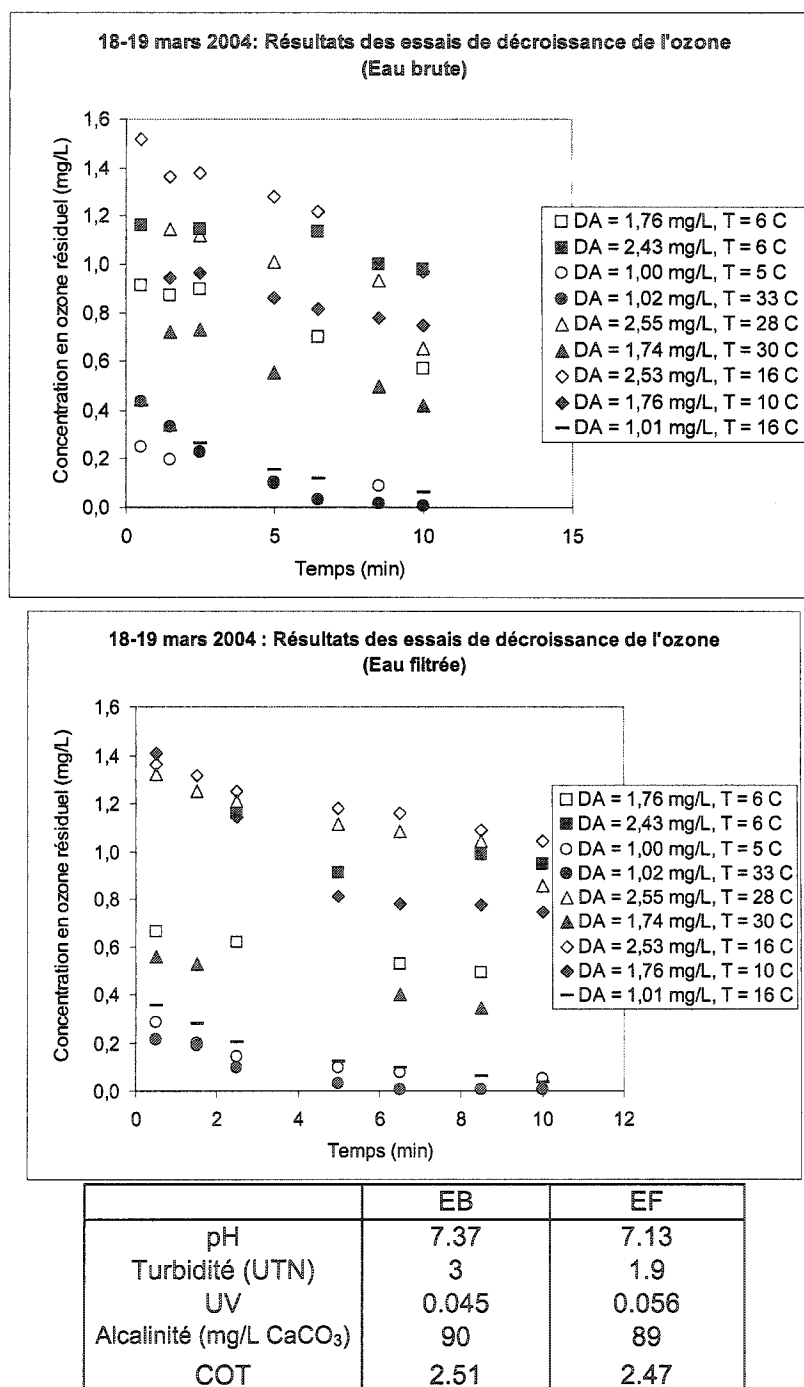


Figure A.16: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux brute et filtrée de Charles-DesBaillets les 18-19 mars 2004 et qualité des eaux testées

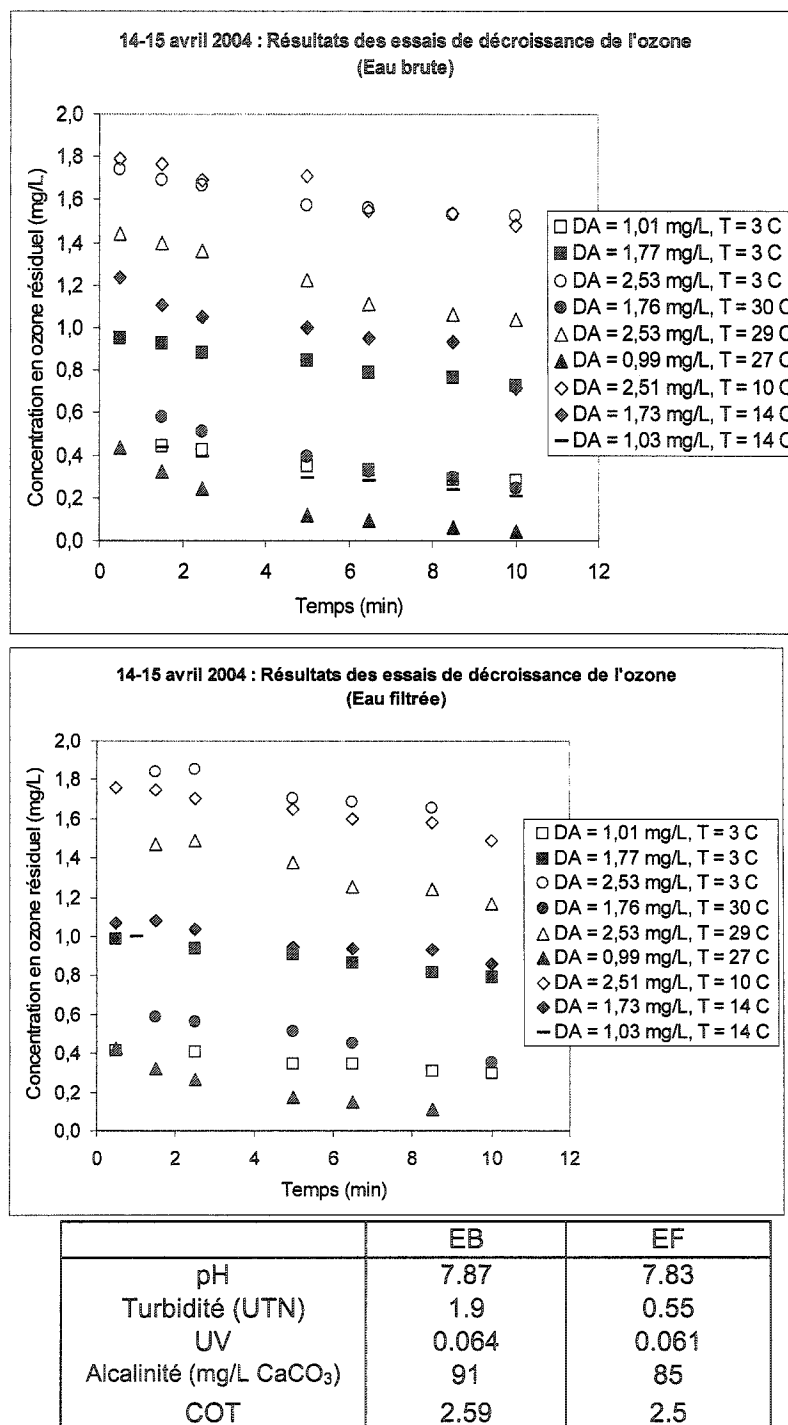


Figure A.17: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux brute et filtrée de Charles-DesBaillets les 14-15 avril 2004 et qualité des eaux testées

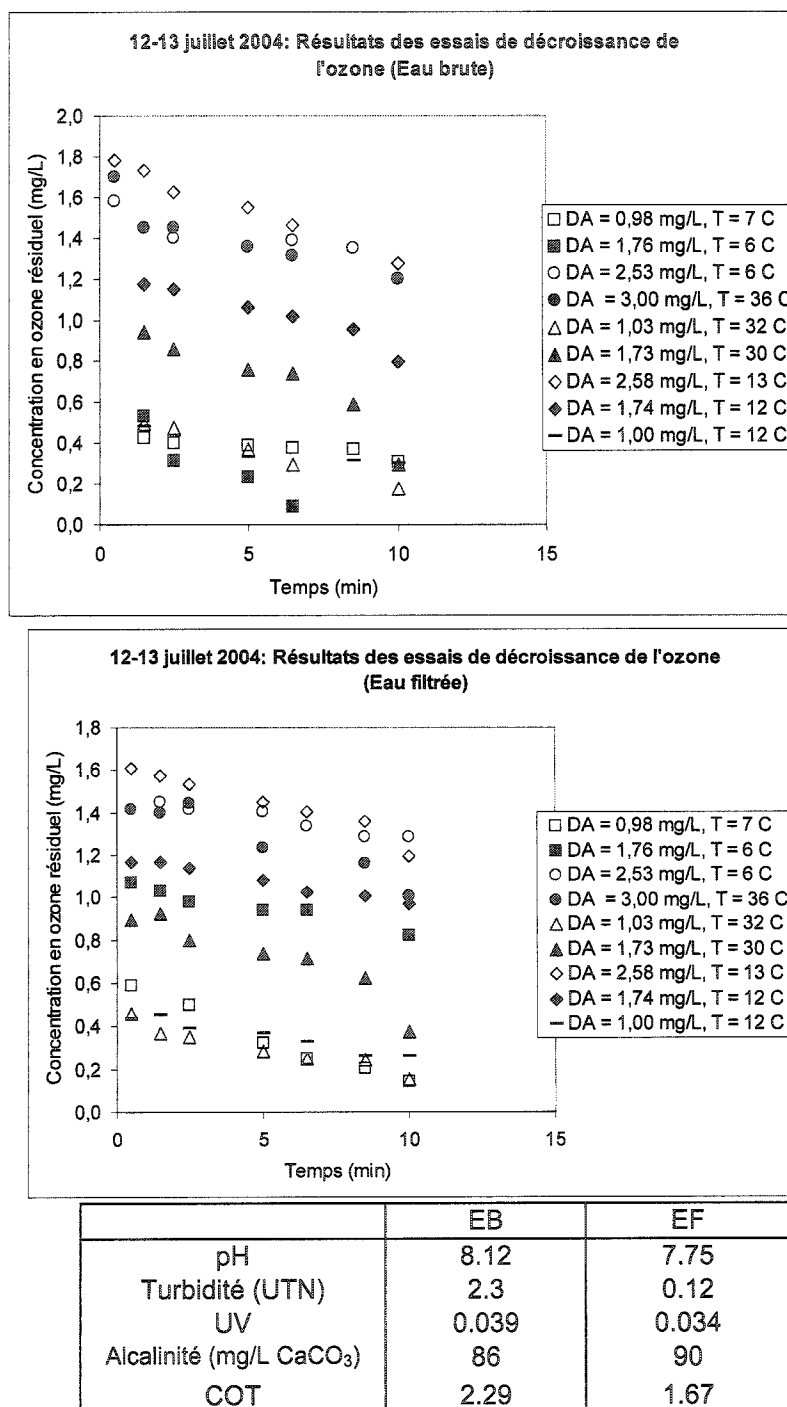


Figure A.18: Résultats des essais de décroissance effectués sur les eaux brute et filtrée de Charles-DesBaillets les 12-13 juillet 2004 et qualité des eaux testées

Tableau A.3 : Données relatives aux essais d'ozonation à Charles-DesBaillets

Date	Type d'eau (****)	Température de l'eau (°C)	Dose d'ozone appliquée (mg/L)	Concentration initiale en ozone (mg/L)	Demande instantanée en ozone (mg/L)	½ vie (min)	k
Septembre 03	EF	21,0	2,00	1,49	0,515	17,3	0,0400
Septembre 03	EF	21,0	1,77	1,45	0,319	12,9	0,0538
Septembre 03	EF	21,0	2,07	1,45	0,620	27,6	0,0251
Septembre 03	EF	21,0	1,40	1,02	0,385	16,0	0,0433
Septembre 03	EF	21,0	1,34	0,998	0,342	12,7	0,0548
Septembre 03	EF	21,0	1,58	1,21	0,374	7,99	0,0867
Septembre 03	EF	21,0	1,00	0,639	0,361	11,5	0,0603
Septembre 03	EF	21,0	0,91	0,559	0,352	7,39	0,0938
Septembre 03	EF	21,0	1,02	0,714	0,306	9,86	0,0703
Septembre 03*	EF	21,0	1,58	1,21	0,374	7,99	0,0867
Décembre 03	EF	30,0	2,00	0,777	1,22	6,18	0,112
Décembre 03	EF	15,0	2,00	0,806	1,19	20,0	0,0347
Décembre 03	EF	6,0	2,00	1,17	0,832	25,2	0,0275
Décembre 03	EF	16,0	1,00	0,224	0,777	2,94	0,236
Décembre 03	EF	7,0	1,01	0,315	0,695	4,20	0,165
Janvier 04	EB	12,0	2,03	0,703	1,33	10,7	0,0647
Janvier 04	EB	1,0	2,54	1,24	1,30	16,9	0,0410
Janvier 04	EB	1,0	1,5	0,655	0,845	8,49	0,0816
Janvier 04	EB	22,0	1,52	0,710	0,810	5,47	0,127
Janvier 04*	EB	22,0	2,49	1,36	1,13	34,7	0,0200
Janvier 04*	EB	10,0	1,05	0,190	0,860	2,70	0,256
Janvier 04	EF	12,0	2,03	0,713	1,32	7,66	0,0905
Janvier 04	EF	0,5	2,54	1,01	1,53	14,4	0,0481
Janvier 04	EF	1,0	1,50	0,629	0,871	11,8	0,0588
Janvier 04	EF	22,0	1,52	0,612	0,908	7,30	0,0949
Janvier 04*	EF	22,0	2,49	1,53	0,961	15,6	0,0445
Janvier 04*	EF	10,0	1,05	0,209	0,842	2,06	0,337
Février 04	EB	9,0	2,53	1,19	1,34	25,2	0,0275
Février 04	EB	13,0	1,77	1,01	0,759	16,0	0,0433
Février 04	EB	10,0	1,02	0,446	0,574	8,92	0,0777
Février 04	EB	25,0	2,51	1,15	1,36	12,1	0,0574
Février 04***	EB	25,0	1,75	0,695	1,06	7,27	0,0954
Février 04	EB	24,0	1,00	0,566	0,434	2,90	0,239
Février 04	EB	5,0	1,77	1,07	0,702	47,2	0,0147
Février 04	EB	4,0	1,00	0,698	0,302	12,6	0,0549
Février 04*	EB	3,0	2,51	2,43	0,0828	11,1	0,0624
Février 04	EF	9,0	2,53	1,08	1,45	20,4	0,0340
Février 04	EF	13,0	1,77	0,817	0,953	11,7	0,0594
Février 04	EF	10,0	1,02	0,338	0,682	8,47	0,0818
Février 04	EF	25,0	2,51	1,10	1,41	10,7	0,0649
Février 04	EF	25,0	1,75	0,547	1,20	4,58	0,151

* Donnée non conservée pour la modélisation (½ vie et D0)

** Donnée non conservée pour la modélisation de la ½ vie

*** Donnée non conservée pour la modélisation de D0

**** EB = Eau brute, EF = Eau filtrée

Tableau A.3 (suite) : Données relatives aux essais d'ozonation à Charles-DesBaillets

Date	Type d'eau (****)	Température de l'eau (°C)	Dose d'ozone appliquée (mg/L)	Concentration initiale en ozone (mg/L)	Demande instantanée en ozone (mg/L)	½ vie (min)	k
Février 04	EF	24,0	1,00	0,342	0,658	3,13	0,221
Février 04***	EF	3,0	2,51	1,87	0,637	27,4	0,0253
Février 04	EF	4,0	1,77	1,02	0,749	18,5	0,0375
Février 04***	EF	4,0	1,00	0,607	0,393	11,0	0,0632
Mars 04**	EB	6,0	1,76	0,960	0,800	13,8	0,0503
Mars 04	EB	6,0	2,43	1,19	1,24	38,7	0,0179
Mars 04**	EB	5,0	1,00	0,340	0,660	2,46	0,262
Mars 04	EB	33,0	1,025	0,635	0,385	1,58	0,440
Mars 04	EB	28,0	2,55	1,29	1,26	12,6	0,0550
Mars 04	EB	30,0	1,74	0,810	0,930	11,0	0,0633
Mars 04	EB	16,0	2,53	1,53	1,00	16,6	0,0417
Mars 04	EB	10,0	1,76	1,00	0,755	22,7	0,0306
Mars 04	EB	16,0	1,01	0,442	0,569	3,45	0,201
Mars 04	EF	6,0	1,76	0,676	1,08	18,2	0,0382
Mars 04	EF	6,0	2,43	1,13	1,30	36,1	0,0192
Mars 04	EF	5,0	1,00	0,254	0,747	4,05	0,171
Mars 04	EF	33,0	1,02	0,252	0,768	1,70	0,408
Mars 04	EF	28,0	2,55	1,34	1,21	18,3	0,0378
Mars 04	EF	30,0	1,74	0,575	1,17	11,9	0,0585
Mars 04	EF	16,0	2,53	1,36	1,17	26,2	0,0265
Mars 04	EF	16,0	1,01	0,385	0,625	3,08	0,225
Mars 04*	EF	10,0	1,76	1,33	0,435	10,3	0,0673
Avril 04	EB	3,0	1,01	0,479	0,532	12,1	0,0575
Avril 04	EB	3,0	1,77	0,956	0,814	25,7	0,0270
Avril 04	EB	3,0	2,53	1,73	0,805	48,1	0,0144
Avril 04	EB	30,0	1,76	0,657	1,10	0,690	1,01
Avril 04	EB	29,0	2,53	1,47	1,06	18,4	0,0377
Avril 04	EB	27,0	0,990	0,451	0,539	2,90	0,239
Avril 04***	EB	10,0	2,51	1,81	0,699	34,8	0,0199
Avril 04***	EB	14,0	1,73	1,22	0,506	15,8	0,0439
Avril 04	EB	14,0	1,03	0,485	0,545	7,90	0,0877
Avril 04	EF	3,0	1,01	0,431	0,579	18,1	0,0382
Avril 04	EF	3,0	1,77	1,00	0,767	29,4	0,0236
Avril 04***	EF	3,0	2,53	1,90	0,631	39,6	0,0175
Avril 04	EF	30,0	1,76	0,659	1,10	11,6	0,0598
Avril 04	EF	29,0	2,53	1,56	0,967	23,9	0,0290
Avril 04	EF	27,0	0,990	0,420	0,570	4,31	0,161
Avril 04**	EF	10,0	2,51	1,78	0,738	42,3	0,0164
Avril 04	EF	14,0	1,73	1,09	0,636	30,4	0,0228
Avril 04	EF	14,0	1,03	0,603	0,427	7,30	0,0950

* Donnée non conservée pour la modélisation (½ vie et D0)

** Donnée non conservée pour la modélisation de la ½ vie

*** Donnée non conservée pour la modélisation de D0

**** EB = Eau brute, EF = Eau filtrée

Tableau A.3 (suite) : Données relatives aux essais d'ozonation à Charles-DesBaillets

Date	Type d'eau (****)	Température de l'eau (°C)	Dose d'ozone appliquée (mg/L)	Concentration initiale en ozone (mg/L)	Demande instantanée en ozone (mg/L)	½ vie (min)	k
Juillet 04	EB	7,0	0,980	0,447	0,533	23,0	0,0302
Juillet 04**	EB	6,0	1,76	0,814	0,946	2,23	0,311
Juillet 04	EB	6,0	2,53	1,43	0,996	42,0	0,0165
Juillet 04	EB	36,0	3,00	1,60	1,40	22,2	0,0312
Juillet 04	EB	32,0	1,03	0,642	0,388	5,51	0,126
Juillet 04	EB	30,0	1,73	1,23	0,504	6,23	0,111
Juillet 04	EB	13,0	2,58	1,81	0,769	20,0	0,0346
Juillet 04	EB	12,0	1,74	1,28	0,460	17,1	0,0406
Juillet 04	EB	12,0	1,00	0,491	0,509	13,1	0,0531
Juillet 04**	EF	7,0	0,980	0,672	0,308	4,66	0,149
Juillet 04	EF	6,0	1,76	1,07	0,690	27,5	0,0252
Juillet 04**	EF	6,0	2,53	1,48	1,05	46,2	0,0150
Juillet 04	EF	36,0	3,00	1,49	1,51	19,9	0,0349
Juillet 04	EF	32,0	1,03	0,460	0,571	7,16	0,0968
Juillet 04	EF	30,0	1,73	1,01	0,717	9,22	0,0752
Juillet 04	EF	13,0	2,58	1,65	0,933	25,5	0,0272
Juillet 04**	EF	12,0	1,74	1,19	0,550	34,0	0,0204
Juillet 04	EF	12,0	1,00	0,470	0,530	11,6	0,0596

* Donnée non conservée pour la modélisation (½ vie et D0)

** Donnée non conservée pour la modélisation de la ½ vie

*** Donnée non conservée pour la modélisation de D0

**** EB = Eau brute, EF = Eau filtrée

Annexe B : Détails des modèles développés pour $D0$ et k pour les trois usines

Tableau B.1 : Détails de la modélisation journalière de $D0$ – Usine de Repentigny

Date	Type d'eau	m * DA	Erreur – m	p – m	% Variance expliquée
Octobre 2003	Filtrée	0,4373	0,05119	0,000362	25%
Octobre 2003	Filtrée	0,4752	0,02177	0	79%
Novembre 2003	Filtrée	0,5821	0,04055	0,00003	49%
Décembre 2003	Filtrée	0,5543	0,1795	0,08510	33%
Janvier 2004	Décantée	0,4111	0,04622	0,002997	43%
Janvier 2004	Filtrée	0,4736	0,04965	0,01081	87%
Février 2004	Décantée	0,4889	0,02131	0	82%
Février 2004	Filtrée	0,5340	0,2994	0	65%
Mars 2004	Décantée	0,3718	0,02325	0	-
Mars 2004	Filtrée	0,3940	0,03407	0	-
Avril 2004	Décantée	0,3126	0,04122	0,0002	49%
Avril 2004	Filtrée	0,3449	0,04860	0	52%
Juillet 2004	Décantée	0,3331	0,02805	0	69%
Juillet 2004	Filtrée	0,4288	0,02532	0	85%

Tableau B.2 : Détails de la modélisation globale de $D0$ – Usine de Repentigny

Type d'eau	m * DA	Erreur – m	p – m	% Variance expliquée
Décantée	0,3776	0,01706	0	48%
Filtrée	0,4582	0,01763	0	40%

Tableau B.3 : Détails de la modélisation journalière de $D0$ – Usine de Rosemère

Date	Type d'eau	m * DA	Erreur – m	p – m	% Variance expliquée
Janvier 2004	Décantée	0,6042	0,02194	0	91%
Janvier 2004	Filtrée	0,5800	0,03059	0	78%
Février 2004	Décantée	0,5016	0,01605	0	93%
Février 2004	Filtrée	0,6000	0,03132	0	47%
Mars 2004	Décantée	0,6524	0,02957	0	93%
Mars 2004	Filtrée	0,6100	0,05492	0	66%
Mai 2004	Décantée	0,4584	0,016	0	92%
Mai 2004	Filtrée	0,5145	0,05054	0	63%
Juillet 2004	Décantée	0,4464	0,01583	0	90%
Juillet 2004	Filtrée	0,4909	0,02273	0	56%

Tableau B.4 : Détails de la modélisation globale de $D0$ – Usine de Rosemère

Type d'eau	m * DA	Erreur – m	p – m	% Variance expliquée
Décantée	0,5110	0,01675	0	59%
Filtrée	0,5458	0,01883	0	56%

Tableau B.5 : Détails de la modélisation journalière de $D0$ – Usine Charles-DesBaillets

Date	Type d'eau	m * DA	Erreur – m	p – m	% Variance expliquée
30 septembre 2003	Filtrée	0,2618	0,0215	0	37%
8 décembre 2003	Filtrée	0,6301	0,032	0,0003	87%
28 janvier 2004	Brute	0,5663	0,045	0,00614	65%
28 janvier 2004	Filtrée	0,6174	0,021	0,00121	94%
18 février 2004	Brute	0,4698	0,034	0	86%
18 février 2004	Filtrée	0,5724	0,03	0	81%
18 mars 2004	Brute	0,4773	0,023	0	76%
18 mars 2004	Filtrée	0,5434	0,037	0	21%
14 avril 2004	Brute	0,4368	0,05	0,0003	34%
14 avril 2004	Filtrée	0,4203	0,051	0,0002	-
12 juillet 2004	Brute	0,3936	0,03247	0	68%
12 juillet 2004	Filtrée	0,4217	0,02439	0	84%

Tableau B.6 : Détails de la modélisation globale de $D0$ – Usine Charles-DesBaillets

Type d'eau	m * DA	Erreur – m	p – m	% Variance expliquée
Brute	0,4448	0,01834	0	57%
Filtrée	0,4583	0,02107	0	41%

Tableau B.7 : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Repentigny

Date	Type d'eau		DA	1/T	Intercept
Janvier 2004	Décantée	m	-0,72	-1997,67	5,32
		Erreur	0,0537	459,75	1,71
		p	0,047	0,14	0,198
		β	-1,3	-0,41	-
		R^2	0,996		
		R^2 ajusté	0,988		
Février 2004	Décantée	m	-0,77	-3190,69	10,08
		Erreur	0,263	1248,86	4,59
		p	0,043	0,070	0,093
		β	-0,69	-0,58	-
		R^2	0,78		
		R^2 ajusté	0,67		
Mars 2004	Décantée	m	-0,3	-3002,82	7,81
		Erreur	0,33	1902,88	6,37
		p	0,4	0,18	0,28
		β	-0,31	-0,53	-
		R^2	0,47		
		R^2 ajusté	0,26		

Tableau B.7 (suite) : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Repentigny

Date	Type d'eau		DA	1/T	Intercept
Avril 2004	Décantée	m	-0,4	-4782,26	13,13
		Erreur	0,254	1297,72	4,43
		p	0,89	0,014	0,031
		β	-0,03	-0,86	-
		R^2	0,75		
		R^2 ajusté	0,66		
Juillet 2004	Décantée	m	-1,32	-4605,22	15,18
		Erreur	0,29	1147,89	4,012
		p	0,0062	0,0102	0,128
		β	-0,708	-0,63	-
		R^2	0,88		
		R^2 ajusté	0,83		
10 octobre 2003	Filtrée	m	-0,85	-3334,76	10,77
		Erreur	0,254	2363,30	8,24
		p	0,04	0,25	0,28
		β	-0,83	-0,35	-
		R^2	0,82		
		R^2 ajusté	0,69		
22 octobre 2003	Filtrée	m	-0,4	-10 659,6	35
		Erreur	-0,094	1114,67	3,80
		p	0,034	0,0024	0,0027
		β	-0,31	-0,79	-
		R^2	0,99		
		R^2 ajusté	0,98		
Novembre 2003	Filtrée	m	-0,49	-9528,94	31,46
		Erreur	0,166	1751,55	5,98
		P	0,061	0,012	0,01
		β	-0,39	-0,72	-
		R^2	0,96		
		R^2 ajusté	0,93		
Février 2004	Filtrée	m	-1,0	-2561	8,41
		Erreur	0,213	820,09	2,89
		p	0,005	0,026	0,034
		β	-0,78	-0,517	-
		R^2	0,86		
		R^2 ajusté	0,81		
Mars 2004	Filtrée	m	-0,6	-1485,8	3,16
		Erreur	0,0934	596,28	2,05
		p	0,0013	0,055	0,18
		β	-0,876	-0,34	-
		R^2	0,91		
		R^2 ajusté	0,87		

Tableau B.7 (suite) : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Repentigny

Date	Type d'eau		DA	1/T	Intercept
Avril 2004	Filtrée	m	-0,66	-2525,36	7,0
		Erreur	0,140	756,76	2,76
		p	0,0051	0,021	0,052
		β	-0,86	-0,616	-
		R^2	0,85		
		R^2 ajusté	0,78		
Juillet 2004	Filtrée	m	-0,74	-2426,48	6,91
		Erreur	0,116	486,51	1,74
		p	0,0007	0,00248	0,0074
		β	-0,82	-0,641	-
		R^2	0,90		
		R^2 ajusté	0,87		

Tableau B.8 : Détails de la modélisation globale de k – Usine de Repentigny

Type d'eau		DA	1/T	Intercept
Décantée	m	-0,67	-3338,32	9,73
	Erreur	0,168	827,64	2,91
	p	0	0	0
	β	-0,499	-0,505	-
	R^2	0,5		
	R^2 ajusté	0,47		
Filtrée	m	-0,62	-1938,43	4,85
	Erreur	0,065	385,32	1,36
	p	0	0	0
	β	-0,75	-0,39	-
	R^2	0,69		
	R^2 ajusté	0,68		

Tableau B.9 : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Rosemère

Date	Type d'eau		DA	1/T	Intercept
Janvier 2004	Décantée	m	-1,44	-3515,89	12,17
		Erreur	0,307	1754,61	6,246
		p	0,0094	0,12	0,123
		β	-0,90	-0,386	-
		R^2	0,86		
		R^2 ajusté	0,78		
Janvier 2004	Filtrée	m	-0,794	15,66	-0,866
		Erreur	0,939	5024,78	16,67
		p	0,487	1	0,96
		β	-0,556	0,0021	-
		R^2	0,31		
		R^2 ajusté	0,38		

Tableau B.9 (suite) : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Rosemère

Date	Type d'eau		DA	1/T	Intercept
Février 2004	Décantée	m	-0,74	-5428,71	17,77
		Erreur	0,137	688,8	2,52
		p	0,00566	0,0014	0,0021
		β	-0,65	-0,95	-
		R^2	0,95		
		R^2 ajusté	0,92		
Février 2004	Filtrée	m	-1,05	-4348,21	14,19
		Erreur	0,2	734,45	2,55
		p	0,003	0,00196	0,00257
		β	-0,63	-0,706	-
		R^2	0,93		
		R^2 ajusté	0,90		
Mars 2004	Décantée	m	-0,62	-7368,7	24,78
		Erreur	0,425	2084,29	6,95
		p	0,217	0,024	0,024
		β	-0,309	-0,745	-
		R^2	0,86		
		R^2 ajusté	0,79		
Mars 2004	Filtrée	m	-1,5	-11 498,5	40,6
		Erreur	0,423	2862,03	10,47
		p	0,069	0,0567	0,06
		β	-1,03	-1,16	-
		R^2	0,90		
		R^2 ajusté	0,80		
Mai 2004	Décantée	m	-0,57	-5938,81	18,84
		Erreur	0,303	1520	5,43
		p	0,13	0,017	0,0256
		β	-0,444	-0,91	-
		R^2	0,80		
		R^2 ajusté	0,70		
Mai 2004	Filtrée	m	-0,99	-3776,46	12,43
		Erreur	0,303	1359,49	5,04
		p	0,047	0,069	0,091
		β	-1,123	-0,96	-
		R^2	0,79		
		R^2 ajusté	0,65		
Juillet 2004	Décantée	m	-0,94	-1873,91	5,63
		Erreur	0,241	1016,39	3,53
		p	0,0113	0,125	0,17
		β	-0,796	-0,375	-
		R^2	0,79		
		R^2 ajusté	0,71		

Tableau B.9 (suite) : Détails de la modélisation journalière de k – Usine de Rosemère

Date	Type d'eau		DA	1/T	Intercept
Juillet 2004	Filtrée	m	-0,69	-3431,05	10,3
		Erreur	0,1407	685,32	2,45
		p	0,005	0,004	0,0085
		β	-0,712	-0,73	-
		R^2	0,90		
		R^2 ajusté	0,85		

Tableau B.10 : Détails de la modélisation globale de k – Usine de Rosemère

Type d'eau		DA	1/T	Intercept
Décantée	m	-0,97	-3714,02	12,15
	Erreur	0,12	656,15	2,33
	p	0	0	0
	β	-0,74	-0,54	-
	R^2	0,72		
	R^2 ajusté	0,70		
Filtrée	m	-0,90	-3542,53	11,27
	Erreur	0,097	758,41	1,71
	p	0	0	0
	β	-0,75	-0,58	-
	R^2	0,82		
	R^2 ajusté	0,81		

Tableau B.11 : Détails de la modélisation journalière de k – Usine Charles-DesBaillets

Date	Type d'eau		DA	1/T	Intercept
Février 2004	Brute	m	-1,17	-7170,26	23,94
		Erreur	0,18	907,63	3,27
		p	0,003	0,0014	0,0019
		β	-0,79	-0,96	-
		R^2	0,95		
		R^2 ajusté	0,92		
Mars 2004	Brute	m	-0,98	-2984,5	9,28
		Erreur	0,346	1690,12	5,94
		p	0,047	0,15	0,19
		β	-0,75	-0,46	-
		R^2	0,72		
		R^2 ajusté	0,59		
Avril 2004	Brute	m	-1	-6918,88	23,05
		Erreur	0,466	2460,14	8,53
		p	0,086	0,037	0,04
		β	-0,51	-0,66	-
		R^2	0,72		

	R ² ajusté	0,61
--	-----------------------	------

Tableau B.11 (suite) : Détails de la modélisation journalière de k – Usine Charles-DesBaillets

Date	Type d'eau		DA	1/T	Intercept
Juillet 2004	Brute	m	-0,55	-3603,45	10,29
		Erreur	0,1689	965	3,38
		p	0,022	0,014	0,029
		β	-0,65	-0,74	-
		R ²	0,81		
		R ² ajusté	0,73		
Décembre 2003	Filtrée	m	-1,9	-5699,13	20,32
		Erreur	0,336	1723,3	6,3
		p	0,11	0,19	0,19
		β	-1,3	-0,77	-
		R ²	0,97		
		R ² ajusté	0,91		
Février 2004	Filtrée	m	-0,65	-4677,48	14,8
		Erreur	0,0767	444,34	1,56
		p	0,00037	0,0001	0,0002
		β	-0,61	-0,76	-
		R ²	0,97		
		R ² ajusté	0,96		
Mars 2004	Filtrée	m	-1,44	-2438,52	8,28
		Erreur	0,228	1046,08	3,61
		p	0,0032	0,08	0,084
		β	-0,89	-0,33	-
		R ²	0,92		
		R ² ajusté	0,88		
Avril 2004	Filtrée	m	-0,88	-3228,35	9,52
		Erreur	0,223	1095,87	3,74
		p	0,011	0,032	0,052
		β	-0,66	-0,49	-
		R ²	0,87		
		R ² ajusté	0,82		
Juillet 2004	Filtrée	m	-0,57	-2748,99	7,33
		Erreur	0,092	509,71	1,78
		p	0,0086	0,0125	0,0258
		β	-0,82	-0,71	-
		R ²	0,95		
		R ² ajusté	0,92		

Tableau B.12 : Détails de la modélisation globale de k – Usine Charles-DesBaillets

Type d'eau		DA	1/T	Intercept
Brute	m	-0,85	-4945,36	15,72
	Erreur	0,16	867,17	3,05
	p	0	0	0
	β	-0,6	-0,64	-
	R^2	0,66		
	R^2 ajusté	0,64		
Filtrée	m	-0,83	-2567,55	7,46
	Erreur	0,126	622,31	2,17
	p	0	0	0
	β	-0,67	-0,42	-
	R^2	0,61		
	R^2 ajusté	0,59		

Tableau B.13 : Détails du modèle global de k incluant la qualité de l'eau

	DA	1/T	Ln (COT)	Ln (Alcalinité)	Intercept
m	-0,83	-3759,5	1,08	-0,24	11,77
Erreur	0,0608	294,95	0,2242	0,0644	1,09
p	0	0	0	0,00026	0
R^2	0,69				
R^2 ajusté	0,69				

Tableau B.14 : Détails du modèle global de $D0$ incluant la qualité de l'eau

	DA	UV	COT
m	0,36	-0,039	-0,090
Erreur	0,02	0,01	0,02
p	0	0,01	0
% Variance expliquée	52%		

Annexe C : Résultats biodosimétriques

Tableau C.1 : Ozone résiduel – Campagne Été 2003

	Point de mesure	O ₃ résiduel (mg/L)	Temps de contact (min)
Essai 1	1	0,236	0,33
	3	0,170	2,08
	5	0,100	3,829
Essai 2	1	0,318	0,33
	3	0,289	2,08
	5	0,223	3,829
	7	0,146	5,579
	9	0,087	7,329
	11	0,086	9,079
	12	0,079	9,954
Essai 3	1	0,612	0,33
	3	0,459	2,08
	5	0,422	3,829
	7	0,310	5,579
	9	0,333	7,329
	11	0,279	9,079
	12	0,230	9,954
Essai 4	1	0,429*	0,33
	3	0,514	2,08
	5	0,486	3,829
	7	0,414	5,579
	9	0,357	7,329
	11	0,357	9,079
	12	0,271	9,954

*Note: Ces données n'ont pas été utilisées lors de la modélisation

Tableau C.2 : Comptes bactériens à l'eau filtrée, Été 2003

Date et heure de prélèvement	Compte bactérien (UFC)	Volume filtré (ml)	UFC / ml
02/09/03 9h55	51	500	0,102
02/09/03 14h00	87	1000	0,087
02/09/03 17h00	10	500	0,02

Tableau C.3 : Log d'inactivation et CT effectifs, Été 2003

Essai	Temps de contact (min)	Compte bactérien (UFC)	Volume filtré (ml)	UFC / ml	Log d'inactivation	CT effectifs
Essai 1	0,330	34	500	0,068	0,143	0,0840
	1,21	34	500	0,068	0,143	0,278
	8,20	54	1000	0,054	0,243	0,276
	9,95	76	1000	0,076	0,0946	0,935
Essai 2	0,330	32	500	Moyenne: 0,081	0,0669	0,118
	0,330	49	500			
	1,21	18	1000	0,018	0,720	0,402
	2,96	10	1000	0,01	0,975	0,862
	4,70	8	1000	0,008	1,07	1,21
	6,45	11	1000	0,011	0,934	1,47
	9,95	45	1000	0,045	0,322	1,81
Essai 3	0,33	133	500	0,266	-0,449*	0,191
	4,70	10	1000	0,01	0,975	2,25
	6,45	8	1000	0,008	1,07	2,87
	8,20	9	1000	0,009	1,02	3,41
Essai 4	0,33	97	500	0,194	-0,312*	0,203
	2,95	42	1000	0,042	0,352	1,65
	4,70	11	1000	0,011	0,934	2,47
	6,45	8	1000	0,008	1,07	3,19

*Note: ces données ne furent pas conservées pour l'analyse

Tableau C.4 : Ozone résiduel – Campagne Été 2004

Essais	Point de mesure	O ₃ résiduel (mg/L)	Temps de contact (min)
Essai 1	1	0,154	0,33
	5	0,030	4,179
	9	0,001*	8,029
	12	0,038*	10,9157
Essai 2	1	0,653	0,33
	5	0,161	4,607
	9	0,041	8,884
	12	0,074*	12,0915
Essai 3	1	0,137	0,33
	5	0,074	4,179
	9	-0,069*	8,029
	12	-0,021*	10,9157
Essai 4	1	0,438	0,33
	5	0,417	4,179
	9	0,197	8,029
	12	0,441*	10,9157

* Ces données n'ont pas été utilisées lors de la modélisation

Tableau C.5 : Log d'inactivation et CT effectifs, Été 2003

Essai	Point de prélèvement	Temps de contact (min)	Compte bactérien (UFC)	Volume filtré (ml)	UFC / ml	Log d'inactivation	CT effectifs
Essai 1	Eau filtrée	-	TNTC*	1000	-	-	-
	Eau filtrée	-	70	1000	0,07	-	-
	1	0,33	23	1000	0,023	0,483	0,0546
	1	0,33	57	1000	0,057	0,0892	0,0546
	5	4,18	76	1000	0,076	-0,0357*	0,347
	5	4,18	27	1000	0,027	0,0414	0,347
	9	8,03	TNTC*	1000	-	-	0,404
	9	8,03	39	1000	0,039	0,0254	0,404
	12	10,9	TNTC*	1000	-	-	0,414
Essai 2	Eau filtrée	-	TNTC*	1000	-	-	-
	Eau filtrée	-	58	1000	0,058	-	-
	1	0,33	6	1000	0,006	0,985	0,226
	1	0,33	5	1000	0,005	1,06	0,226
	5	4,61	2	1000	0,002	1,46	1,73
	5	4,61	72	1000	0,072	-0,0939*	1,73
	9	8,88	0	1000	0	.*	2,11
	9	8,88	0	1000	0	.*	2,11
	12	12,1	0	1000	0	.*	2,19
Essai 3	Eau filtrée	-	TNTC*	1000	-	-	-
	Eau filtrée	-	33	1000	0,033	-	-
	1	0,33	17	1000	0,017	0,288	0,0464
	1	0,33	15	1000	0,015	0,342	0,0464
	5	4,18	7	1000	0,007	0,673	0,441
	5	4,18	10	1000	0,01	0,519	0,441
	9	8,03	4	1000	0,0043	0,883	0,655
	9	8,03	7	1000	0,007	0,673	0,655
	12	10,9	4	1000	0,004	0,916	0,749
Essai 4	Eau filtrée	-	46	1000	Moyenne:	-	-
	Eau filtrée	-	34	1000	0,040	-	-
	1	0,33	11	1000	0,011	0,561	0,302
	1	0,33	29	1000	0,029	0,140	0,302
	5	4,18	0	1000	0	.*	2,70
	5	4,18	4	1000	0,004	1	2,70
	9	8,03	3	1000	0,003	1,12	3,82
	9	8,03	2	1000	0,002	1,30	3,82
	12	10,9	1	1000	0,001	1,60	4,26
	12	10,9	0	1000	0	.*	4,26

*Note: Ces données ne furent pas conservées pour l'analyse

TNTC: Too Numerous To Count (Colonies en trop grand nombre pour être comptées)

Annexe D : Variation des conditions d'opération sur les cuves

Tableau D.1 : Log d'inactivation obtenus

Essai	Type d'eau	Compte bactérien (UCF)	UCF / ml	Log d'inactivation
Essai 1	Eau filtrée	89	Moyenne: 0,097	-
	Eau filtrée	102		-
	Eau ozonée	1	0,001	1,987
	Eau ozonée	2	0,002	1,686
	Eau ozonée	1	0,001	1,987
	Eau ozonée	0	0	.*
Essai 2	Eau filtrée	149	Moyenne: 0,1875	-
	Eau filtrée	226		-
	Eau ozonée	10	0,01	1,273
	Eau ozonée	12	0,012	1,194
	Eau ozonée	10	0,01	1,273
	Eau ozonée	9	0,009	1,319
Essai 3	Eau filtrée	52	Moyenne: 0,052	-
	Eau filtrée	52		-
	Eau ozonée	7	0,007	0,871
	Eau ozonée	4	0,004	1,114
	Eau ozonée	10	0,01	0,716
	Eau ozonée	3	0,003	1,239
Essai 4	Eau filtrée	41	Moyenne: 0,035	-
	Eau filtrée	29		-
	Eau ozonée	7	0,007	0,699
	Eau ozonée	8	0,008	0,641
	Eau ozonée	5	0,005	0,845
	Eau ozonée	2	0,002	1,243

* Note: Données éliminées

Tableau D.2 : Concentrations en ozone résiduel mesurées sur les cuves

Essai	Cellule #	Point de mesure	Concentration en ozone résiduel (mg/L)
Essai 1	1	1	0,908
		2	0,988
		3	0,727
		4	0,891
		5	0,597
	Entrée 2	5B	0,413
	Sortie 2	6	0,366
Essai 2	1	1	0,599
		2	0,573
		3	0,487
		4	0,588
		5	0,571
	Entrée 2	5B	0,376
	Sortie 2	6	0,284
Essai 3	1	1	0,359
		2	0,193
		3	0,213
		4	0,292
		5	0,345
	Entrée 2	5B	0,245
	Sortie 2	6	0,089
Essai 4	1	1	0,503
		2	0,605
		3	0,369
		4	0,539
		5	0,586
	Entrée 2	5B	0,385
	Sortie 2	6	0,270